

UNIVERSITE DE YAOUNDE I
THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

**CENTRE DE RECHERCHE ET DE FORMATION DOCTORALE EN
SCIENCES DE LA VIE, SANTE ET ENVIRONNEMENT**
UNITÉ DE RECHERCHE ET DE FORMATION DOCTORALE EN SCIENCES DE
LA VIE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES
DEPARTMENT OF PLANT BIOLOGY

**Dynamiques de la diversité ligneuse et des stocks de carbone
dans les forêts denses semi-décidues de production du
Cameroun : cas de la forêt communale de Dimako**

Thèse présentée en vue de l'obtention du Doctorat/Ph.D en Biologie des
Organismes Végétaux
Option: Botanique-Écologie

Par:

MOUNMEMI KPOUMIE Hubert

Master ès Sciences

Matricule: 08S0210

Sous la direction de:

ZAPFACK Louis

Professeur

Année: 2021



LISTE PROTOCOLAIRE

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I Faculté des Sciences Division de la Programmation et du Suivi des Activités Académiques		THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I Faculty of Science Division of Programming and Follow-up of Academic Affairs
LISTE DES ENSEIGNANTS PERMANENTS		LIST OF PERMANENT TEACHING STAFF

ANNÉE ACADEMIQUE 2019/2020

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION: 19 Février 2020

ADMINISTRATION

DOYEN: TCHOUANKEU JEAN CLAUDE, *Maître de Conférences*

VICE-DOYEN / DPSAA: ATCHADE Alex de Théodore, *Professeur*

VICE-DOYEN / DSSE: AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

VICE-DOYEN / DRC: ABOSSOLO Monique, *Maître de Conférences*

Chef Division Administrative et Financière: NDOYE FOE Marie C. F., *Maître de Conférences*

Chef Division des Affaires Académiques, de la Sclolarité et de la Recherche: MBAZE MEVA'A Luc Léonard, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (38)

N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1	BIGOGA DIAGA Jude	Professeur	En poste
2	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3	FOKOU Elie	Professeur	En poste
4	KANSCI Germain	Professeur	En poste
5	MBACHAM FON Wilfried	Professeur	En poste
6	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	Chef de Département
7	NINTCHOM PENLAP V. épouse BENG	Professeur	En poste
8	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste
9	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10	ATOGHO Barbara Mma	Maître de Conférences	En poste
11	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
12	BELINGA née NDOYE FOE M. C. F.	Maître de Conférences	Chef DAF / FS
13	BOUDJEKO Thaddée	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE NGOUNOUE Marcelline	Maître de Conférences	En poste
15	EFFA NNOMO Pierre	Maître de Conférences	En poste
16	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
17	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
18	NGUEFACK Julienne	Maître de Conférences	En poste
19	NJAYOU Frédéric Nico	Maître de Conférences	En poste
20	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	Inspecteur Serv MINESUP
21	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste
22	AKINDEH MBUH NJI	Chargée de Cours	En poste
23	BEBOY EDZENGUELE Sara Nathalie	Chargée de Cours	En poste
24	DAKOLE DABOY Charles	Chargée de Cours	En poste
25	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Chargée de Cours	En poste
26	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Chargé de Cours	En poste
27	EWANE Cécile Anne	Chargée de Cours	En poste

28	FONKOUA Martin	Chargé de Cours	En poste
29	BEBEE Fadimatou	Chargée de Cours	En poste
30	KOTUE KAPTUE Charles	Chargé de Cours	En poste
31	LUNGA Paul KEILAH	Chargé de Cours	En poste
32	MANANGA Marlyse Joséphine	Chargée de Cours	En poste
33	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Chargée de Cours	En poste
34	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Chargé de Cours	En poste
35	Palmer MASUMBE NETONGO	Chargé de Cours	En poste
36	MBOUCHE FANMOE Marceline Joëlle	Assistante	En poste
37	OWONA AYISSI Vincent Brice	Assistante	En poste
38	WILFRIED ANGIE Abia	Assistante	En poste
2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (43)			
1	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>VICE-DOYEN / DSSE</i>
2	BILONG BILONG Charles-Félix	Professeur	Chef de Département
3	DIMO Théophile	Professeur	En Poste
4	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En poste
5	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeur	<i>VDoyen/FMSB/UIYI</i>
6	FOMENA Abraham	Professeur	En Poste
7	KAMTCHOUING Pierre	Professeur	En poste
8	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
9	NJIOKOU Flobert	Professeur	En Poste
10	NOLA Moïse	Professeur	En poste
11	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
12	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Coord. Progr. MINSANTE</i>
13	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste
14	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
15	DJIOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste
16	DZEUFUET DJOMENI Paul Désiré	Maître de Conférences	En poste
17	JATSA Hermine épouse MEGAPTCHÉ	Maître de Conférences	En Poste
18	KEKEUNOU Sévilor	Maître de Conférences	En poste
19	MEGNEKOU Rosette	Maître de Conférences	En poste
20	MONY Ruth épouse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
21	NGUEGUIM TSOFAK Florence	Maître de Conférences	En poste
22	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
23	ALENE Désirée Chantal	Chargée de Cours	En poste
24	ATSAMO Albert Donatien	Chargé de Cours	En poste
25	BELLET EDIMO Oscar Roger	Chargé de Cours	En poste
26	DONFACK Mireille	Chargée de Cours	En poste
27	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
28	GOUNOUE KAMKUMO Raceline	Chargée de Cours	En poste
29	KANDEDA KAVAYE Antoine	Chargé de Cours	En poste
30	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Chargé de Cours	En poste
31	MAHOB Raymond Joseph	Chargé de Cours	En poste
32	MBENOUN MASSE Paul Serge	Chargé de Cours	En poste
33	MOUNGANG Luciane Marlyse	Chargée de Cours	En poste
34	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Chargé de Cours	En poste
35	NGOATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
36	NGUEMBOK	Chargé de Cours	En poste

37	NJUA Clarisse Yafi	Chargée de Cours	CD/UBA
38	NOAH EWOTI Olive Vivien	Chargée de Cours	En poste
39	TADU Zephyrin	Chargé de Cours	En poste
40	TAMSA ARFAO Antoine	Chargé de Cours	En poste
41	YEDE	Chargé de Cours	En poste
42	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Assistant	En poste
43	ESSAMA MBIDA Désirée Sandrine	Assistante	En poste
44	KOGA MANG DOBARA	Assistant	En poste
45	LEME BANOCK Lucie	Assistante	En poste
46	YOUNOUSSA LAME	Assistant	En poste
3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (32)			
1	AMBANG Zachée	Professeur	<i>Chef Division/UYII</i>
2	BELL Joseph Martin	Professeur	En poste
3	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4	MOSSEBO Dominique Claude	Professeur	En poste
5	YOUMBI Emmanuel	Professeur	Chef de Département
6	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste
7	MBOLO Marie	Professeur	En poste
8	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
9	BIYE Elvire Hortense	Maître de Conférences	En poste
10	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
11	MBARGA BINDZI Marie Alain	Maître de Conférences	<i>CT/MINESUP</i>
12	NDONGO BEKOLO	Maître de Conférences	<i>CE / MINRESI</i>
13	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	En poste
14	NGODO MELINGUI Jean Baptiste	Maître de Conférences	En poste
15	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
16	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
17	DJEUANI Astride Carole	Chargée de Cours	En poste
18	GOMANDJE Christelle	Chargée de Cours	En poste
19	MAHBOU SOMO TOUKAM. Gabriel	Chargé de Cours	En poste
20	NGALLE Hermine BILLE	Chargée de Cours	En poste
21	NSOM ZAMO Annie Claude épouse PIAL	Chargée de Cours	<i>Expert national /UNESCO</i>
22	ONANA JEAN MICHEL	Chargé de Cours	En poste
23	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargée de Cours	En poste
24	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargée de Cours	En poste
25	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargée de Cours	En poste
26	GODSWILL NTSOMBAH NTSEFONG	Assistant	En poste
27	KABELONG BANAHOU Louis-Paul-R.	Assistant	En poste
28	KONO Léon Dieudonné	Assistant	En poste
29	LIBALAH Moses BAKONCK	Assistant	En poste
30	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Assistant	En poste
31	TAEDOUNG Evariste Hermann	Assistant	En poste
32	TEMEGNE NONO Carine	Assistante	En poste
4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (35)			
1	AGWARA ONDOH Moïse	Professeur	<i>Vice-Recteur Univ Bamenda</i>
2	ELIMBI Antoine	Professeur	En poste
3	Florence UFI CHINJE épouse MELO	Professeur	<i>RECTEUR Univ.Ngaoundere</i>

4	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé de Miss.PR</i>
5	NANSEU Njiki Charles Péguy	Professeur	En poste
6	NDIFON Peter TEKE	Professeur	CT MINRESI/Chef de Département
7	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancelor/UB</i>
8	NDIKONTAR Maurice KOR	Professeur	<i>Vice-Doyen Univ Bamenda</i>
9	NENWA Justin	Professeur	En poste
10	NGAMENI Emmanuel	Professeur	<i>DOYEN FS UDs</i>
11	BABALE née DJAM DOUDOU	Maître de Conférences	<i>Chargée Mission P.R.</i>
12	DJOUFAC WOUUMFO Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
13	KAMGANG YOUNBI Georges	Maître de Conférences	En poste
14	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
15	KONG SAKEO	Maître de Conférences	En poste
16	NDI NSAMI Julius	Maître de Conférences	En poste
17	NJIOUMOU C. épouse DJANGANG	Maître de Conférences	En poste
18	NJOYA Dayirou	Maître de Conférences	En poste
19	YOUNANG Elie	Maître de Conférences	En poste
20	ACAYANKA Elie	Chargé de Cours	En poste
21	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Chargé de Cours	<i>CS/ ENS Bertoua</i>
22	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Chargé de Cours	En poste
23	EMADACK Alphonse	Chargé de Cours	En poste
24	KENNE DEDZO GUSTAVE	Chargé de Cours	En poste
25	KOUOTOU DAOUA	Chargé de Cours	En poste
26	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
27	MBEY Jean Aime	Chargé de Cours	En poste
28	NCHIMI NONO KATIA	Chargé de Cours	En poste
29	NEBA nee NDO SIRI Bridget NDOYE	Chargée de Cours	<i>I.P de Service MINFEM</i>
30	NYAMEN Linda Dyorisse	Chargée de Cours	En poste
31	PABOUDAM GBAMBIE A.	Chargée de Cours	En poste
32	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Chargé de Cours	En poste
33	NJANKWA NJABONG N. Eric	Assistant	En poste
34	PATOUOSSA ISSOFA	Assistant	En poste
35	SIEWE Jean Mermoz	Assistant	En poste
5- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (35)			
1	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen / DPSAA</i>
2	GHOGOMU TIH Robert Ralph	Professeur	<i>Dir. IBAF/UDS</i>
3	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	En poste
4	NKENG FACK Augustin Ephreïm	Professeur	Chef de Département
5	NYASSE Barthélemy	Professeur	<i>Directeur/UN</i>
6	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Directeur/ MINESUP</i>
7	WANDJI Jean	Professeur	En poste
8	Alex de Théodore ATCHADE	Maître de Conférences	<i>DEPE/ Rectorat/Uyi</i>
9	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	<i>Chef Service DPER</i>
10	FOLEFOC Gabriel NGOSONG	Maître de Conférences	En poste
11	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
12	KEUMEDJIO Félix	Maître de Conférences	En poste
13	KEUMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
14	KOUAM Jacques	Maître de Conférences	En poste

15	MBAZOA née DJAMA Céline	Maître de Conférences	En poste
16	MKOUNGA Pierre	Maître de Conférences	En poste
17	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>Chef Service/Minesup</i>
18	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	Sous/Direct. MINRESI
19	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	En poste
20	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
21	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
22	TCHOUANKEU Jean-Claude	Maître de Conférences	<i>Doyen /FS/ UYI</i>
23	TIH née NGO BILONG E. Anastasie	Maître de Conférences	En poste
24	YANKEP Emmanuel	Maître de Conférences	En poste
25	AMBASSA Pantaléon	Chargé de Cours	En poste
26	KAMTO Eutrophe Le Doux	Chargé de Cours	En poste
27	MVOT AKAK CARINE	Chargé de Cours	En poste
28	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
29	NGOMO Orléans	Chargée de Cours	En poste
30	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Chargée de Cours	En poste
31	SIELINOU TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
32	TAGATSING FOTSING Maurice	Chargé de Cours	En poste
33	ZONDENDEGOUMBA Ernestine	Chargée de Cours	En poste
34	MESSI Angélique Nicolas	Assistant	En poste
35	TSEMEUGNE Joseph	Assistant	En poste
6- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (26)			
1	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef Div.MINESUP</i>
2	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	Chef de Département <i>ENS/ChefIGA.MINESUP</i>
3	NDOUNDAM René	Maître de Conférences	En poste
4	AMINOUE Halidou	Chargé de Cours	En poste
5	DJAM Xaviera YOUH-KIMBI	Chargé de Cours	En poste
6	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
7	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
8	MELATAGIA YONTA Paulin	Chargé de Cours	En poste
9	MOTO MPONG Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste
11	TINDO Gilbert	Chargé de Cours	En poste
12	TSOPZE Norbert	Chargé de Cours	En poste
13	WAKU KOUAMOU Jules	Chargé de Cours	En poste
14	ABESSOLO ALO'O Gislain	Chargé de Cours	En poste
15	MONTHÉ DJIADEU Valéry M.	Chargé de Cours	En poste
16	KAMGUEU Patrick Olivier	Chargé de Cours	En poste
17	OLLE OLLE Daniel Claude Delort	Chargé de Cours	<i>C/D Enset. Ebolowa</i>
18	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
19	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Assistant	En poste
20	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Assistant	En poste
21	HAMZA Adamou	Assistant	En poste
22	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Assistant	En poste
23	MAKEMBE S. Oswald	Assistant	En poste
24	MESSI NGUELE Thomas	Assistant	En poste
25	MEYEMDOU Nadège Sylvianne	Assistant	En poste

26	NKONDOCK MI BAHANACK N.	Assistant	En poste
7- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (30)			
1	EMVUDU WONO Yves S.	Professeur	<i>CD Info/ CD/ MINESUP</i>
2	AYISSI Raoult Domingo	Maître de Conférences	Chef de Département
3	NKUIMI JUGNIA Célestin	Maître de Conférences	En poste
4	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	En poste
5	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	En poste
6	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	<i>Directeur/AIMS Rwanda</i>
7	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	<i>Chef Cellule MINPLAMAT</i>
8	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
9	DJIADU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
10	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
11	FOMEKONG Christophe	Chargé de Cours	En poste
12	KIANPI Maurice	Chargé de Cours	En poste
13	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
14	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
15	MBANG Joseph	Chargé de Cours	En poste
16	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Chargé de Cours	En poste
17	MENGUE MENGUE David Joe	Chargé de Cours	En poste
18	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
19	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
20	TAKAM SOH Patrice	Chargé de Cours	En poste
21	TCHANGANG Roger Duclos	Chargé de Cours	En poste
22	TCHOUNDJA Edgar Landry	Chargé de Cours	En poste
23	TETSADJIO TCHILEPECK M. E.	Chargée de Cours	En poste
24	TIAYA TSAGUE N. Anne-Marie	Chargée de Cours	En poste
25	NIMPA PEFOUNKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
26	MBIAKOP Hilaire George	Assistant	En poste
27	BITYEMVONDO Esther Claudine	Assistante	En poste
28	MBATAKOU Salomon Joseph	Assistant	En poste
29	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
30	TCHEUTIA Daniel Duviol	Assistant	En poste
8- DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (18)			
1	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>DRV/IMPM</i>
2	BOYOMO ONANA	Maître de Conférences	En poste
3	NWAGA Dieudonné M.	Maître de Conférences	En poste
4	NYEGUE Maximilienne Ascension	Maître de Conférences	En poste
5	RIWOM Sara Honorine	Maître de Conférences	En poste
6	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Maître de Conférences	En poste
7	ASSAM ASSAM Jean Paul	Chargé de Cours	En poste
8	BODA Maurice	Chargé de Cours	En poste
9	BOUGNOM Blaise Pascal	Chargé de Cours	En poste
10	ESSONO OBOUGOU Germain G.	Chargé de Cours	En poste
11	NJIKI BIKOÏ Jacky	Chargée de Cours	En poste
12	TCHIKOUA Roger	Chargé de Cours	En poste
13	ESSONO Damien Marie	Assistant	En poste
14	LAMYE Glory MOH	Assistant	En poste
15	MEYIN A EBONG Solange	Assistant	En poste

16	NKOUDOU ZE Nardis	Assistant	En poste
17	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Assistante	En poste
18	TOBOLBAI Richard	Assistant	En poste
9- DEPARTEMENT DE PYSIQUE (PHY) (40)			
1	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
2	KOFANE Timoléon Crépin	Professeur	En poste
3	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	Chef de Département
4	NJOMO Donatien	Professeur	En poste
5	PEMHA Elkana	Professeur	En poste
6	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen Univ/Bda</i>
7	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
8	WOAFO Paul	Professeur	En poste
9	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
10	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	<i>Sous-Directeur/ MINRESI</i>
11	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	<i>Director/Students/Affairs.UB</i>
12	BIYA MOTTO Frédéric	Maître de Conférences	DG/HYDRO Mekin
13	BODO Bernard	Maître de Conférences	En poste
14	DJUIDJE KENMOE épouse ALOYEM	Maître de Conférences	En poste
15	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Maître de Conférences	<i>Chef Division. UN</i>
16	EYEBE FOU DA Jean sire	Maître de Conférences	En poste
17	FEWO Serge Ibraïd	Maître de Conférences	En poste
18	HONA Jacques	Maître de Conférences	En poste
19	MBANE BIOUELE	Maître de Conférences	En poste
20	NANA NBENDJO Blaise	Maître de Conférences	En poste
21	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
22	SAIDOU	Maître de Conférences	<i>Sous-Directeur/Minresi</i>
23	SIEWE SIEWE Martin	Maître de Conférences	En poste
24	SIMO Elie	Maître de Conférences	En poste
25	VONDOU Derbetini Appolinaire	Maître de Conférences	En poste
26	WAKATA née BEYA Annie	Maître de Conférences	<i>Sous-Directeur/MINESUP</i>
27	ZEKENG Serge Sylvain	Maître de Conférences	En poste
28	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
29	EDONGUE HERVAIS	Chargé de Cours	En poste
30	ENYEGUE A NYAM épouse BELINGA	Chargée de Cours	En poste
31	FOUEDJIO David	Chargé de Cours	Chef Cell. MINADER
32	MBINACK Clément	Chargé de Cours	En poste
33	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Chargé de Cours	En poste
34	MELI'I Joelle Larissa	Chargée de Cours	En poste
35	MVOGO ALAIN	Chargé de Cours	En poste
36	OBOUNOU Marcel	Chargé de Cours	<i>DA/Univ Inter Etat/Sangmélima</i>
37	WOULACHE Rosalie Laure	Chargée de Cours	En poste
38	AYISSI EYEBE Guy François Valerie	Assistant	En poste
39	CHAMANI Roméo	Assistant	En poste
40	TEYOU NGOUPPOU Ariel	Assistant	En poste
10- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (43)			
1	BITOM Dieudonné	Professeur	<i>Doyen / FASA / UDs</i>
2	KAMGANG Pierre	Professeur	En poste

3	NGOS III Simon	Professeur	DAAC/Uma
4	NDAM NGOUPAYOU Jules-Remy	Professeur	En poste
5	NDJIGUI Paul Désiré	Professeur	Chef de Département
6	NZENTI Jean-Paul	Professeur	En poste
7	FOUATEU Rose épouse YONGUE	Professeur	En poste
8	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste
9	ABOSSOLO née ANGUE Monique	Maître de Conférences	<i>Vice-Doyen / DRC</i>
10	GHOGOMU Richard TANWI	Maître de Conférences	<i>CD/UMa</i>
11	MOUNDI Amidou	Maître de Conférences	<i>CT/ MINIMDT</i>
12	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
13	ONANA Vincent	Maître de Conférences	En poste
14	BISSO Dieudonné	Maître de Conférences	<i>Directeur/Projet Barrage Memve'ele</i>
15	EKOMANE Emile	Maître de Conférences	En poste
16	GANNO Sylvestre	Maître de Conférences	En poste
17	NYECK Bruno	Maître de Conférences	En poste
18	TCHOUANKOUE Jean-Pierre	Maître de Conférences	En poste
19	TEMDJIM Robert	Maître de Conférences	En poste
20	YENE ATANGANA Joseph Q.	Maître de Conférences	<i>Chef Div. /MINTP</i>
21	NGUETCHOUA Gabriel	Maître de Conférences	<i>CEA/MINRESI</i>
22	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>
23	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
24	BEKOA Etienne	Chargé de Cours	En poste
25	ELISE SABABA	Chargé de cours	En poste
26	ESSONO Jean	Chargé de Cours	En poste
27	FUH Calistus Gentry	Chargé de cours	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT</i>
28	LAMILLEN BILLA Daniel	Chargé de Cours	En poste
29	MBESSE CECILE OLIVE	Chargée de cours	En poste
30	MBIDA YEM	Chargé de Cours	En poste
31	METANG Victor	Chargé de cours	En poste
32	MINYEM Dieudonné-Lucien	Chargé de Cours	<i>CD/Uma</i>
33	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
34	NGO BIDJECK Louise Marie	Chargée de Cours	En poste
35	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de cours	En poste
36	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Chargée de cours	En poste
37	TCHAKOUNTE J. épouse NOUMBEM	Chargée de Cours	<i>Chef.cell / MINRESI</i>
38	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Chargé de cours	En poste
39	TEHNA Nathanaël	Chargé de cours	En poste
40	TEMGA Jean Pierre	Chargé de cours	En poste
41	EYONG JOHN TAKEM	Chargé de cours	En poste
42	FEUMBA Roger	Assistant	En poste
43	MBANGA NYOBE Jules	Assistant	En poste

DÉDICACE

À

Mes parents

Papa KPOUMIE Martin

Maman MAGNI Berthe

REMERCIEMENT

Cette thèse est avant tout, l'aboutissement d'un rêve qui n'aurait pu commencer, n'aurait pu se dérouler, et se terminer, sans la participation de nombreuses personnes. Des personnes qui m'ont accordé leur confiance, m'ont donné de leurs savoirs, de leurs savoir-faire, m'ont écouté, m'ont aidé à trouver des solutions, m'ont donné tort ou raison ou simplement ont été présentes. C'est avec un immense plaisir de leur témoigner ici toute ma reconnaissance. Qu'il me soit permis d'adresser plus particulièrement les remerciements:

- au Professeur ZAPFACK Louis, directeur de cette thèse, pour m'avoir accordé sa confiance et guidé avec une immense patience dans cette extraordinaire aventure. Merci pour son investissement, ses conseils, ses encouragements et sa grande disponibilité qui n'ont cessé d'être constants durant ces trois années de thèse. Il m'a appris beaucoup en terme de rigueur scientifique, et a incontestablement marqué ma vision des choses dans ce domaine complexe mais très passionnant de l'écologie forestière;
- au Professeur YOUMBI Emmanuel, Chef de Département de Biologie et Physiologie Végétales (BPV) à la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I pour les enseignements reçus;
- au Docteur AROUNA Ousséni de l'Université d' Abomey-Benin, qui a accepté avec enthousiasme de collaborer dans la rédaction de mes articles scientifiques. Pour son aide très précieuse dans la modélisation de la dynamique forestière;
- au Docteur KENFACK David pour son aide précieuse et ses encouragements pour la collecte de données;
- au Professeur BETTI Jean Lagarde Chef de l'Herbier National du Cameroun pour ses conseils et ses encouragements;
- à la fondation IDEA WILD pour le don de matériel de terrain;
- aux Docteurs MAFFO MAFFO Nicole, TEMEGNE NONO Carine, CHIMI DJOMO Cédric, KABELONG BANOHO Louis-Paul-Roger, TABUE Roger, EKUE Marius, TAEDOUNG Évariste Hermann et ZEKENG Jules Christian, FOUNDIKOU Ismaël, MOUNBAGNA Youssouf Laplage, NCHOUAPINE Daouda pour leur disponibilité, leur contribution scientifique, les encouragements et la relecture de la thèse;
- à M. le Maire de la commune de Dimako qui a accepté la réalisation de cette étude dans la forêt communale de Dimako;
- à tous les enseignants du Département de Biologie et Physiologie Végétales pour toutes les connaissances transmises;

- à Papa NSANGOU Jean et NGANJU Frédéric pour leur encouragement et assistance morale;
- à mon épouse MFON ARETOUYAP Rebecca pour son soutien, son encouragement et surtout sa compréhension et sa patience;
- à toute l'équipe de terrain sans qui mon travail n'aurait pu être mené à bien aussi efficacement;
- à tous les membres du laboratoire d'écologie, systématique et évaluation des stocks de carbone pour leurs appuis scientifiques, leurs critiques édifiantes et les corrections lors des réunions du labo;
- à mes frères et sœurs NGNIGNINAJOUENE Isaac, NJUNDOM Pierre, APOUNANDICHOUT Rébecca, NJAPNDOUNKE Florence, NDKOUOU Bernadette, LOUOMYOU Monique Julie, MOUNVERA Marcel, KPOUATOUMFON Micheline, NCHANDINI René, MOUNANDI Issiaka, NDIADOUKOUO Roukayatou, MARIEBE Rachelle, RETOUMANJE Roland, MOUNCHAROU David et LOUH Adoré pour leurs efforts et sacrifices consentis;
- à mes enfants POUTOUNGNIGNI Chanceline Maeva et POUANGNIGNI Chantale Ivana pour leur patience;
- à mes camarades promotionnaires, la vie au quotidien n'était pas toujours facile mais une pensée vous est adressée;
- à mes amis FOUNDIRANE Patrice, TCHOUPOU VOTIO Mireil, GUENDJO KENMOUGNE Paule, KOUOTOU Elyse, SONWA FOMEKONG Theorell, FORBI FUN Precious, KPOUMIE Ahmadou, NCHOUTPOUEN Abdou, YONGA Guillaîne, NGO MAKAK Rose, NDAM KOUOTOU Ibrahim, NANA Tatiana, MEWAMBA Ariane, LINJOUOM Roland et AYIANGNGNI Jean-Vincent pour leurs apports moraux, scientifiques et physiques;
- à tous mes cousins, cousines, amis et parents qui n'ont pas été nommément remerciés, ainsi que ceux que ma mémoire a pu ingratement oublier, trouvent ici ma profonde gratitude.

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE.....	ii
DEDICACE.....	x
SOMMAIRE	xiii
LISTE DE TABLEAUX.....	xvii
LISTE DE FIGURES	xviii
LISTE DES ABREVIATIONS.....	xx
RÉSUMÉ.....	xxi
ABSTRACT.....	xxiii
Introduction.....	1
CHAPITRE I. GÉNÉRALITÉS	6
I.1. Présentation de la zone d'étude	7
I.1.1. Localisation de la Commune de Dimako	7
I.1.2. Milieu biophysique.....	7
I.1.3. Activités socioéconomiques.....	9
I.1.4. Exploitation forestière.....	9
I.1.5. Chasse	10
I.1.6. Artisanat	10
I.1.7. Commerce	10
I.1.8. Exploitation du sable, latérite et pierres.....	10
I.2. Définition des concepts.....	11
I.2.1. Dynamique forestière	11
I.2.2. Régénération	11
I.2.3. Biodiversité	12
I.2.4. Conservation	13
I.2.5. Forêt	14
I.2.6. Déforestation	14
I.2.7. Dégradation des forêts.....	14
I.2.8. Changements climatiques.....	15
I.3. Gestion durable des forêts.....	16
I.4. Aménagement forestier durable.....	17
I.5. Évolution du concept du processus REDD+.....	18
I.6. Écosystème tropical du Cameroun: potentiel et menaces.....	18
I.7. Types de dynamique	19

I.8. Préoccupations et menaces sur la diversité végétale	21
I.8.1. Niveau écosystémique	23
I.8.2. Niveau spécifique	23
I.8.3. Niveau génétique	23
I.9. Forêts au cœur du cycle du carbone.....	24
I.10. Mécanisme du cycle de carbone	25
I.11. Foresterie communale au Cameroun	26
CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES	28
II.1. Matériel.....	29
II.1.1. Site d'étude	29
II.1.2. Matériel technique	30
II.2. Méthodes	30
II.2.1. Collecte des données.....	30
II.2.2. Collecte des données géo-spatiales.....	31
II.2.3. Collete de données d'inventaire floristique	32
II.2.3.1. Dispositif d'échantillonnage	32
II.2.3.2. Méthode d'installation des parcelles.....	33
II.2.3.3. Mesure des paramètres dendrométriques des arbres.....	33
II.2.3.4. Collecte des données d'estimation de la biomasse des bois morts	34
II.2.3.5. Estimation de la biomasse aérienne	35
II.2.4. Analyse des données.....	36
II.2.4.1. Évaluation de la dynamique spatio-temporelle du couvert végétal	36
II.2.4.2. Caractérisation de la diversité floristique.....	39
II.2.4.3. Estimation de la biomasse.....	49
II.2.4.4. Modélisation de la diversité végétale.....	52
II.2.5. Mise en évidence de la variation spatio-temporelle de la flore et des stocks de carbone.....	55
II.2.5.1. Tendance évolutive de la diversité végétale	55
II.2.5.2. Tendance évolutive des stocks de carbone dans les assiettes.....	55
II.2.6. Analyses.....	55
CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION	57
III.1. Résultats	58
III.1.1. Dynamique de l'occupation des terres dans la forêt communale de Dimako ..	58
III.1.1.1. Occupation des terres en 2015, 2000 et 1984.....	58

III.1.1.2. Dynamique des unités d'occupation des terres dans la forêt communale de Dimako	61
III.1.2. Variation spatio-temporelle de la diversité végétale	67
III.1.2.1. Richesse spécifique et la diversité alpha (α) dans les assiettes annuelles de coupe.....	67
III.1.2.2. Importance écologique des espèces dans les assiettes annuelles de coupe	68
III.1.2.3. Abondance des espèces dans les assiettes annuelles de coupe.....	70
III.1.2.4. Variation de la richesse spécifique dans les assiettes annuelles de coupe	70
III.1.2.5. Importance écologique des familles dans les assiettes	71
III.1.2.6. Diversité générique des familles.....	72
III.1.2.7. Diversité des genres dans les assiettes annuelles de coupe	73
III.1.2.8. Diversité bêta (β) entre les assiettes	74
III.1.2.9. Fond floristique des espèces inventoriées.....	75
III.1.2.10. Distribution des assiettes en fonction des paramètres biologiques	77
III.1.2.11. Variabilité de distribution des assiettes en fonction des paramètres biologiques et environnementaux	78
III.1.2.12. Traits de vie des espèces ligneuses dans les assiettes.....	79
III.1.2.13. Régénération des espèces dans les assiettes	85
III.1.2.14. Paramètres structuraux.....	85
III.1.2.15. Statut de conservation.....	90
III.1.3. Variation des stocks de carbone dans les différentes assiettes	91
III.1.3.1. Variation des stocks de carbone aérien.....	91
III.1.3.2. Stocks de carbone souterrain	92
III.1.3.3. Stocks de carbone des bois morts	93
III.1.3.4. Variation des stocks de carbone totaux dans les assiettes	94
III.1.3.5. Évolution des stocks de carbone dans les assiettes annuelles de coupe ...	96
III.1.4. Modélisation de la diversité floristique dans la forêt communale de Dimako .	97
III.1.4.1. Temps d'accroissement nécessaire des essences	97
III.1.4.2. Accroissement des classes de diamètre au cours du cycle	98
III.1.4.4. Taux de reconstitution (TR) des essences commerciales	99
III.1.4.5. Simulation des stocks de bois exploitable au cours du cycle	100
III.1.4.6. Taux de reconstitution de la biodiversité végétale (TRBD) dans les assiettes.	101

III.2. Discussion	102
III.2.1. Dynamique spatio-temporelle du couvert végétal	102
III.2.2. Variation de la diversité des ligneux	106
III.2.3. Variation des stocks de carbone	114
III.2.4. Modélisation de la dynamique des ligneux	117
CHAPITRE IV. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	119
IV.1. Conclusion	120
IV.2. Perspectives.....	122
BIBLIOGRAPHIE	123
ANNEXES	i

LISTE DE TABLEAUX

Tableau I. Matériel utilisé et leur fonction.	30
Tableau II. Stratification des forêts selon Letouzey (1985).	44
Tableau III. Taux moyen annuel d'expansion spatiale et le taux de changement des unités... 61	
Tableau IV. Taux moyen annuel d'expansion spatiale et le taux de changement des unités... 62	
Tableau V. Évolution floristique des peuplements ligneux dans la forêt communale de Dimako.	68
Tableau VI. Valeurs d'importance écologique (%) des espèces les plus représentatives dans les assiettes annuelles de coupe.	69
Tableau VII. Spectre brute des familles dans la forêt communale de Dimako.	72
Tableau VIII. Diversité des familles en fonction de genres (au moins 5 genres par familles). 73	
Tableau IX. Coefficients génériques en fonction du nombre d'espèce dans les assiettes annuelles de coupe..	74
Tableau X. Matrice de similarité (indice de Sørensen) entre les assiettes annuelles de coupe. 74	
Tableau XI. Fond floristique de la forêt communale de Dimako.	76
Tableau XII. Spectre de distribution phytogéographique dans les assiettes annuelles de coupe.	80
Tableau XIII. Répartition des modes de dissémination dans les assiettes.	83
Tableau XIV. Distribution des stocks de carbone aériens par compartiment dans les assiettes.	92
Tableau XV. Répartition des stocks de carbone souterrain dans les assiettes.	93
Tableau XVI. Répartition des stocks des bois morts.	94

LISTE DE FIGURES

Fig. 1. Stades successifs de la reconstitution selon la théorie de la composition floristique initiale.....	12
Fig. 2. Stades de succession écologique.....	20
Fig. 3. Répartition des stocks de carbone mondial.	24
Fig. 4. Cycle du carbone à l'échelle planétaire.	25
Fig. 5. Répartition des stocks de carbone par compartiments.....	26
Fig. 6. Carte de localisation de la zone d'étude.	29
Fig. 7. Méthode de réalisation de la carte de la dynamique de l'occupation du sol.....	32
Fig. 8. Dispositif d'échantillonnage.	33
Fig. 9. Mesures des arbres.....	34
Fig. 10. Carte d'occupation du sol.	59
Fig. 11. Évolution des unités d'occupation des terres entre 1984 et 2000.....	63
Fig. 12. Évolution des unités d'occupation des terres entre 2000 et 2015.....	63
Fig. 13. Taux de conversion et vitesse d'évolution des UOT entre 1984 et 2000..	64
Fig. 14. Taux de conversion et vitesse d'évolution des UOT entre 2000 et 2015.	65
Fig. 15. Taux annuel de déforestation et de dégradation des forêts entre 1985-2000.....	66
Fig. 16. Taux annuel de déforestation et de dégradation des forêts entre 2000 et 2015..	66
Fig. 17. Distribution des tiges en fonction d'espèces dans les assiettes annuelles de coupe. ..	70
Fig. 18. Évolution des espèces dans les assiettes.	71
Fig. 19. Dendrogramme de similarité des assiettes annuelles de coupe.	75
Fig. 20. Analyse en composante principale des parcelles inventoriées..	78
Fig. 21. Dendrogramme présentant les assiettes annuelles de coupe inventoriées dans la Forêt Communale de Dimako.....	79
Fig. 22. distribution des espèces en fonction des types de diaspore dans les assiettes.	82
Fig. 23. Spectre des tempéraments des espèces.	84
Fig. 24. Types biologiques des espèces inventoriées dans les différentes assiettes annuelles de coupe..	85
Fig. 25. Distribution des individus en fonction de la densité moyenne dans les assiettes.	86
Fig. 26. Distribution des surfaces terrières par classes de diamètre.....	87
Fig. 27. Distribution des individus par classes de diamètre dans les assiettes.	88
Fig. 28. Structure verticale des assiettes.....	89
Fig. 29. Distribution des volumes de bois sur pied par classe de diamètre.....	90

Fig. 30. Distribution des espèces menacées par catégorie.	91
Fig. 31. Répartition des stocks de carbone dans les assiettes.	94
Fig. 32. Corrélation entre les stocks de carbone, la surface terrière et le volume.	95
Fig. 33. Dynamique des stocks de carbones dans les assiettes	97
Fig. 34. Simulation du temps d'accroissement nécessaire.	98
Fig. 35. Accroissement des classes de diamètre dans les différentes assiettes.	99
Fig. 36. Taux de reconstitution (TR) des essences commercialisables dans les assiettes.	100
Fig. 37. Évolution des stocks de bois exploitables sur deux rotation de 30 ans.	101
Fig. 38. Taux de reconstitution de la biodiversité.	102

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AAC:	Assiette Annuelle de Coupe
ACP:	Analyse en Composante Principale
APV/FLEG:	Accord de Partenariat Volontaire/ Forest Law Enforcement and Governance
CAH:	Classification Ascendante Hiérarchique
CCNUCC:	Conférence Cadre des Nations-Unies sur le Changement Climatique
CE:	Coefficient d'Expansion
COP:	Conférence des Parties
DHP:	Diamètre à Hauteur de Poitrine
DME:	Diamètre Minimum d'Exploitation
ETM:	Enhanced Thematic Mapper
FAO:	Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FC:	Forêt Communale
FCD:	Forêt Communale de Dimako
FDH:	Forêts Denses Humides
GES:	Gaz à Effet de Serre
GIEC:	Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'évolution du Climat
ODD:	Objectif du Développement Durable
OIBT:	Organisation Internationale des Bois Tropicaux
ONG:	Organisation Non Gouvernementale
PA:	Plan d'Aménagement
PFNL:	Produit Forestier Non Ligneux
PSFE II:	Programme Sectoriel Forêt Environnement phase 2
RDC:	République Démocratique du Congo
RED:	Réduction des Émissions dues à la Déforestation
REDD:	Réduction des Émissions dues à la Déforestation et la Dégradation des forêts
REDD+:	Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégradation des forêts, conservation, gestion durable et augmentation des stocks de carbone forestier
R-PIN:	Readiness Plan Idea Note
R-PP:	Readiness Preparation Proposal
SFID:	Société Forestière Industrielle de la Doumé
TRDV:	Taux de Reconstitution de la Diversité Végétale
UFA:	Unité Forestière d'Aménagement
UFE:	Unité Forestière d'Exploitation
UICN:	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UOT:	Unités d'Occupation des Terres
WD:	Wood density

RÉSUMÉ

L'intérêt porté par le gouvernement camerounais pour une gestion écologiquement acceptable, économiquement viable et socialement équitable des forêts communales ne cesse de croître; au vu des menaces qui pèsent sur son potentiel floristique et les stocks de carbone. C'est grâce aux mesures visant la réduction de l'impact de l'exploitation forestière qu'il est possible d'envisager la conservation et/ou la restauration de la biodiversité. La présente étude a pour objectif de mettre en exergue l'évolution de la diversité végétale et des stocks de carbone au lendemain d'une exploitation industrielle du bois dans les Assiettes Annuelles de Coupe (AAC) d'âges différents dans la Forêt Communale de Dimako (FCD). Ceci dans l'optique de doter les décideurs d'outils de base pouvant contribuer à une gestion durable des ressources naturelles, en apportant des éléments de réponse aux questions de la mise en place de la REDD+ dans les forêts de production au Cameroun.

La présente étude a été menée en mode diachronique et synchronique. Les données de terrain ont été collectées en janvier 2020. La dynamique de l'occupation au sein de la FCD a été mise en place à partir des images satellites des capteurs de la série Landsat Enhanced Thematic Mapper (ETM) (1984), ETM (2000) et Sentinelle 2A de 2015. Cette dernière est considérée comme années de référence. Pour caractériser les ligneux, un plan d'échantillonnage a été constitué de parcelles de 0,5 ha (250 m × 20 m), subdivisées en dix sous-parcelles de 25 m × 20 m pour l'inventaire de tous les arbres de diamètre à hauteur de poitrine (dhp = 1,30 m) supérieur ou égal à 10 cm. Trois quadrats de 10 m × 10 m ont été installés en début (0 m), au milieu (125 m) et à la fin (250 m) de chaque parcelle pour des inventaires des individus de dhp compris entre 5 et 10 cm. A l'intérieur de chaque quadrat de 10 m x 10 m, un sous-quadrats de 5 m x 5 m a été installé pour le comptage des tiges de $1 \text{ cm} \leq \text{dhp} \leq 5 \text{ cm}$. Les résultats obtenus ont permis d'identifier cinq unités d'occupation de sol en 1984 et 2000 et six unités d'occupation de sol en 2015. Les formations ligneuses représentent les catégories d'occupation de sol les plus dominantes. Le couvert forestier a régressé à une vitesse de -94,07 ha/an entre 1984 et 2000; par contre, suite aux actions de la commune tel que le reboisement, une progression de l'ordre de 100,59 ha/an a été observée entre 2000 et 2015.

Il ressort de cette étude que l'exploitation forestière engendre des modifications sur la structure verticale et horizontale du paysage forestier. L'évolution des différentes assiettes révèle une réduction de 30,45 % d'espèces ligneuses, de 20 % de genres et de 14,28 % de familles entre l'Assiette Annuelle de Coupe (AAC6-3) non exploitée et l'AAC3-5. Entre l'assiette témoin et l'AAC2-5 la régression est de 15,15 % des espèces ligneuses, de 7,62 % de genres et de 12,94 % de familles. Ces valeurs sont de 1,78 %, 5,26 et -7,69 % respectivement

pour les espèces ligneuses, les genres et les familles entre l'assiette témoin et l'AAC1-5. Pour les espèces inventoriées dans le cadre de la présente étude, trois catégories d'espèces menacées ont été observées dans l'assiette témoin (CR, VU et NT), deux catégories dans l'AAC1-5, dans l'AAC2-5 et dans l'AAC3-5 (VU et NT).

L'évolution des stocks de carbone varie d'un compartiment à un autre. La régression des stocks de carbone aérien est plus accentuée dans l'AAC1-5 (19,10 %) suivi de l'AAC3-5 (10,27 %) et enfin dans l'AAC2-5 (9,04 %). Les stocks de carbone maintenus sont similaires dans l'AAC2-5 et l'AAC3-5 et faible dans l'AAC1-5. Les analyses montrent que les stocks de carbone progressent avec le temps.

La modélisation de la dynamique du stock exploitable dans les assiettes exploitées montre que les forêts exploitées sous plan d'aménagement ont tendance à se reconstituer jusqu'à 167,24 ans tandis que la rotation est limitée à 30 ans. La modélisation proposée dans les forêts de production montre que la gestion durable ne permettrait de limiter que marginalement les dégâts causés par l'exploitation forestière. Au regard des différentes analyses réalisées dans le cadre de cette étude, il n'est pas superflu de souligner l'importance de l'aménagement forestier dans le maintien et la reconstitution du couvert végétal et par ricochet la conservation de la biodiversité.

Mots clés: Biodiversité, Cameroun, dynamique, forêt communale, stocks de carbone.

ABSTRACT

The interest shown by the Cameroonian government for an ecologically acceptable, economically viable and socially equitable management of communal forests continues to grow due to the increasing threats to its plant potential and carbon stocks. Thanks to measures aimed at reducing the impact of logging, it is possible to envisage the conservation and/or restoration of biodiversity. The objective of this study was to highlight the evolution of plant diversity and carbon stocks in the aftermath of industrial logging in the Annual Allowable Cut (AAC) of different ages in the Dimako Communal Forest (DCF). This with a view to providing decision-makers with basic tools that can contribute to the sustainable management of natural resources, by providing answers to the questions of the implementation of REDD + in production forests in Cameroon.

The present study was carried out in a diachronic and synchronic mode. Field data were collected in January 2020. The dynamics of land occupation within the DCF were established from the satellite images of the sensors of the series Landsat Enhanced Thematic Mapper (ETM) (1984), ETM (2000) and Sentinel 2A of 2015. The latter is considered as reference years. To characterize the ligneous plants, a sampling plan was made up of 0.5 ha (250 m × 20 m) plots, subdivided into ten sub-plots of 25 m × 20 m for the inventory of all trees of diameter at breast height (dbh at 1.30 m height of tree) greater than or equal to 10 cm. Three 10 m × 10 m quadrats were installed at the start (0 m), in the middle (125 m) and at the end (250 m) of each plot for inventories of individuals of dbh between 5 and 10 cm. Within each 10m x 10m quadrat, a 5m x 5m sub-quadrat was installed for counting of $1 \text{ cm} \leq \text{dbh} \leq 5 \text{ cm}$ stems. The results obtained made it possible to identify five land use units in 1984 and 2000 and six land use units in 2015. Woody formations represent the most dominant land use categories. Forest cover declined at a rate of -94.07 ha / year between 1984 and 2000; on the other hand, following the actions of the municipality such as reforestation, an increase of the order of 100.59 ha / year was observed between 2000 and 2015.

It emerges from this study that logging causes changes in the vertical and horizontal structures of the forest landscape. The evolution of the different harvestable areas reveals a reduction of 30.45% of woody species, of 20% of genera and of 14.28% of families between the Annual Allowable Cut (AAC6-3) not exploited and the AAC3 -5. Between the control harvestable area and the AAC2-5 the regression is 15.15% of woody species, 7.62% of genera and 12.94% of families. These values are 1.78%, 5.26 and -7.69% respectively for woody species, genera and families between the control harvestable area and AAC1-5. For the species inventoried within the framework of this study, three categories of threatened species were observed in the control

harvestable area (CR, VU and NT), two categories in AAC1-5, in AAC2-5 and in AAC3-5 (VU and NT).

The evolution of carbon stocks varies from one pool to another. The decline in aerial carbon stocks is more pronounced in AAC1-5 (19.10%) followed by AAC3-5 (10.27%) and finally in AAC2-5 (9.04%). Intact carbon stocks are similar in AAC2-5 and AAC3-5 and low in AAC1-5. Analyses show that carbon stocks increase over time.

The modelling of the dynamics of the exploitable stock in the logged annual allowable cut areas shows that forests logged under a management plan requires up to 167.24 years to recover whereas the rotation is limited to 30 years. The modelling proposed in production forests shows that sustainable management would only marginally limit the damage caused by logging. In view of the various analyses carried out as part of this study, it is not superfluous to underline the importance of forest management in maintaining and restoring plant cover and by extension the conservation of biodiversity.

Keywords: Biodiversity, Cameroon, dynamics, Communal Forest, carbon stocks.

Introduction

Les forêts denses tropicales couvrent environ 7 % de la surface totale de la terre émergées et constituent le réservoir de carbone le plus important; soit environ 25 % du carbone dans la biosphère terrestre (Bonan, 2008). Elles abritent plus de 50 % de la biodiversité terrestre dont 20 % sont des espèces végétales. En Afrique, la superficie forestière est estimée à 635 millions d'hectares, soit environ 16 % de la superficie forestière mondiale (Anonyme 1, 2007). Cependant, les forêts du Bassin du Congo, représentent la fraction des forêts denses tropicales d'Afrique (Djomo *et al.*, 2011). Elles constituent le second plus grand massif des forêts denses tropicales du monde après le massif amazonien. Avec une superficie totale estimée à environ 200 millions d'hectares, les forêts du Bassin du Congo couvrent 90 % des forêts denses tropicales d'Afrique (Doetinchem et Megevand, 2013). Ces forêts renferment une biodiversité exceptionnelle et constituent un potentiel inestimable pour le développement socio-économique de la sous-région. Ils possèdent plus de 10 000 espèces de plantes supérieures dont 3 000 seraient endémiques (Anonyme 2, 2015). Au Cameroun, la superficie du couvert forestier est estimée à 22,5 millions d'hectares (Anonyme 3, 2010) et représente près de 42 % du territoire national (Anonyme 4, 2009). La fraction des forêts tropicales est répartie en forêts denses humides sempervirentes de basse altitude (54 % de la superficie des forêts) et les forêts denses humides semi-décidues de basse altitude (28 % de la superficie des forêts) (Anonyme 1, *op.cit.*; Anonyme 2, *op.cit.*). Cette dernière, du fait de sa riche diversité en essences commercialisables et de sa superficie relativement modeste, en fait une forêt plus menacée que la forêt dense humide sempervirente. Les forêts du Cameroun constituent le troisième massif forestier du Bassin du Congo après le Gabon et la République Démocratique du Congo (RDC). Les écosystèmes forestiers du Cameroun sont diversifiés et hébergent près de 8 000 espèces de plantes parmi lesquelles on dénombre plus de 300 espèces de bois exploitable (Letouzey, 1985).

Ces forêts constituent des réserves importantes de la diversité génétique, spécifique et écosystémique qu'il convient de conserver au mieux dans l'optique d'une gestion durable de ce patrimoine biologique (Trimble et Crosson, 2000; Choudhury *et al.*, 2018). Elles fournissent par ailleurs de multiples services (Lambin *et al.*, 2001; Ngo *et al.*, 2013) et contribuent à la régulation de l'effet de serre et à l'établissement des grands équilibres climatiques (Dupuy, 1998). Ainsi, ces écosystèmes forestiers représentent des zones de conservation utile pour l'humanité en raison du rôle qu'elles jouent dans le maintien de la biodiversité. Toutefois, la richesse écologique des forêts tropicales denses stimule de nombreuses recherches empiriques et théoriques, ayant pour objectif de mieux comprendre ses origines et les mécanismes de son maintien. Cependant, ces écosystèmes constituent un réservoir en danger du fait de la

déforestation qui touche près de 0,7 % de la superficie par an (Bergonzini, 2004; Djomo, 2015). A cette déforestation s'ajoute la dégradation causée par l'exploitation forestière et la conversion des terres. Face à leur disparition accélérée et aux enjeux qui en découlent, notamment en termes d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) et d'érosion de la biodiversité, celles-ci sont au centre d'importantes préoccupations internationales (Anonyme 4, 2009; Smith *et al.*, 2011).

Ces écosystèmes forestiers sont sujets à diverses perturbations générées pour la plupart par des activités humaines (Aldwaik et Pontius, 2012; Ngoufo *et al.*, 2019). L'exploitation non soutenue du bois et des Produits Forestiers Non Ligneux (PFNL), la fragmentation des habitats naturels par l'établissement des infrastructures de développement (routes, oléoducs, barrages hydroélectriques, aéroports), la conversion des forêts pour l'installation des plantations et de l'élevage sont les principales formes de pressions que subissent les forêts (Eva *et al.*, 2010; Arouna *et al.* , 2011). Ces perturbations d'origine anthropique entraînent une diminution de superficies forestières (Souza *et al.*, 2015). Cependant, ces forêts continuent à être soumises à d'intenses pressions, que ce soit par des prélèvements directs conduisant à une dégradation de ces écosystèmes forestiers (Leroy *et al.*, 2013). Cette dégradation est souvent le fait de l'action conjuguée des concessionnaires forestiers et des populations locales. Toutes ces menaces qui pèsent sur les forêts font l'objet de l'attention de la communauté internationale en vue de développer des stratégies pouvant permettre la réduction des émissions due à la déforestation et la dégradation des forêts. Ceci dans l'optique d'atténuer le changement climatique, de promouvoir la conservation de la biodiversité et la gestion durable des écosystèmes forestiers. Cette volonté s'est matérialisée par l'organisation du sommet de la terre à Rio de Janeiro en 1992. Ce sommet a été suivi en 1997 par l'adoption de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques à Kyoto au Japon qui traite du rôle des forêts dans l'émission des GES, la prise en compte des forêts et la biodiversité dans les Objectifs du Développement Durable (ODD) (Anonyme 5, 2015). En Afrique Centrale, cette volonté s'est manifestée par la tenue en 1999 à Yaoundé (Cameroun) et en 2005 à Brazzaville (République du Congo) les sommets des Chefs d'État qui ont affirmé leur attachement au principe de conservation de la biodiversité et la gestion durable des écosystèmes forestiers. Malgré toutes ces initiatives, la capacité des modes de gestion à préserver les forêts tropicales continue d'être débattue (Sist *et al.*, 2011; Zimmerman et Kormos, 2012).

Le gouvernement camerounais, conscient du rôle de sa biodiversité et des menaces qui entraînent sa dégradation, a mis sur pied des cadres réglementaires pour pérenniser une production soutenue et responsable de ses ressources naturelles. Cette volonté se concrétise par l'adoption du code forestier portant régime des forêts, de la faune et la pêche en 1994 (Anonyme

6, 1994); Ce vaste chantier de réforme a fait du Cameroun le pionnier en matière de gestion forestière en Afrique Centrale. Toutes ces initiatives sous-tendent la production soutenue des bois, la conservation de la biodiversité et le maintien des fonctions de la forêt. Ainsi, ces réformes contiennent des éléments novateurs tels l'implication des populations locales dans la gestion forestière, le zonage du domaine forestier et l'attribution des nouveaux titres d'exploitation forestière (Forêt Communale (FC) et forêt communautaire)). Suite au zonage de 1994, les forêts camerounaises sont réparties en domaine forestier non permanent et domaine forestier permanent. Les FC font partie du domaine forestier permanent.

Cependant, les FC attribuées pour une rotation de trente ans et destinées à une gestion durable des ressources naturelles, constituent les centres d'intérêts particuliers de la part des décideurs. Elles constituent des forêts de conservation qui veulent se faire de la place sur le marché foisonnant du carbone. Celles qui sont sous aménagement dans le Bassin du Congo s'intéressent de plus en plus au mécanisme REDD+ (Kankeu *et al.*, 2013; Ghilardi *et al.*, 2016). Une des limites actuelles des Plans d'Aménagement (PA) est que le calcul de la possibilité est rarement réalisé au-delà d'une rotation (Doucet, 2003), alors qu'une production soutenue doit l'être en théorie à plus long terme (Picard et Gourlet-Fleury, 2008). Les raisons de cette absence de vision à long terme sont liées au déficit de la connaissance sur la dynamique forestière. Par ailleurs une question primordiale dans les débats actuels est celle de la composition écologique, le suivi de végétation et la reconstitution des forêts après exploitation forestière. De ce fait, concilier préservation et exploitation forestière, à la fois pour préserver leur rôle écologique, et satisfaire les besoins des populations locales constitue un véritable défi. Par conséquent, la gestion durable des forêts dont l'aspect pratique est limité, devrait être fondée sur la diversité floristique et écologique de ses ressources (Sist et Brown, 2004).

Nonobstant le déclin progressif de la couverture des forêts, son maintien reste un défi majeur des décennies à venir. Relever un tel défi, passe par la connaissance de la dynamique du couvert végétal à travers une analyse diachronique et synchronique de la végétation (Gidey *et al.*, 2017). Cette analyse implique l'utilisation du Système d'Information Géographique (SIG) (Abdelbaki, 2012) et la télédétection. Ceci dans l'optique de doter les différents acteurs et décideurs des outils de base pouvant contribuer à une gestion durable des ressources naturelles, en apportant des éléments de réponses aux questions de la mise en place de la REDD+ dans les forêts de production.

Près de deux décennies après l'attribution des premières FC (après la réforme de 1994), le contraste entre les efforts consentis et les résultats obtenus par le gouvernement camerounais, jusqu'ici insuffisants se heurtent aux manques de connaissances sur les potentialités de

reconstitution de ces écosystèmes forestiers. Cette étude s'avère pionnière en ce qui concerne la dynamique de la diversité végétale et des stocks de carbone dans les FC au Cameroun. Les facteurs responsables de l'évolution de la biodiversité et des stocks de carbone ne sont pas encore bien compris en totalité dans les travaux antérieurs. Ces études n'ont traité que le suivi du carbone forestier (Tamungang, 2011); la quantification de la biomasse perdue post-exploitation forestière (Kankeu *et al.*, 2013; Nanda, 2018); les effets de l'exploitation à impact réduit sur les stocks de carbone (Djeukam *et al.*, 2016); l'influence des opérations d'exploitation sur les stocks de carbone (Mounmemi, 2016). Ces études se sont limitées à l'impact de l'exploitation forestière sur le carbone forestier. D'autres études se sont focalisées sur la quantification de l'évolution du couvert végétal par télédétection (Mbolo, 2004; Tabopda et Fotsing, 2010; Momo *et al.*, 2018; Jiagho *et al.*, 2019; Zekeng *et al.*, 2019; Djiongo *et al.*, 2020), sur la biodiversité et la croissance des ligneux en forêt dense du Cameroun (Ngueguim, 2014). Par conséquent, améliorer la connaissance sur la dynamique de la biodiversité et les stocks de carbone constitue un enjeu indispensable pour la conservation et la préservation durable de ces écosystèmes forestiers au Cameroun. La disponibilité d'informations fiables sur ces écosystèmes en mutation est essentielle pour la conservation de la biodiversité, pour la gestion durable des ressources naturelles, pour le calcul des possibilités, pour le suivi du couvert forestier et pour le mécanisme REDD+. Toutefois, déterminer les effets des forces interactives (relation homotypique et hétérotypique) qui affectent la capacité de régénération d'un milieu après exploitation revêt un défi majeur. Dans le contexte actuel où l'étude de la dynamique du couvert végétal est devenue un leitmotiv, il est primordial dans le présent travail de montrer aussi, comment le taux de couverture de la végétation a évolué dans la FCD depuis l'attribution (2001) jusqu'en 2015 par une analyse diachronique et synchronique de la végétation. De cet état de fait, découle la question générale suivante: comment se présente la végétation de la forêt semi-décidue ayant subi l'action des prélèvements industriels du bois dans les quinze premières années d'exploitation? De façon plus spécifique, il s'agit de répondre aux questions suivantes:

- quels sont les effets de l'exploitation forestière sur l'évolution du couvert végétal?
- quels sont les caractéristiques aux plans spécifique, physiologique et fonctionnel de la forêt post-exploitation industrielle?
- quels sont les effets du prélèvement des ressources ligneuses sur l'évolution des stocks de carbone?
- le prélèvement des ressources ligneuses est-il en relation avec l'intensité et la durée des coupes?

C'est dans cette optique que la présente étude se place dans une perspective d'approfondissement des connaissances sur la dynamique de la diversité ligneuse, des stocks de carbone et du couvert végétal dans la FCD. Il s'agit d'abord de faire un travail rétrospectif afin de diagnostiquer quinze ans de gestion passée après l'attribution de la FC pour ensuite permettre une vision prospective dans trente ans.

Les hypothèses qui découlent de la présente étude sont les suivantes:

- l'exploitation forestière influencerait l'évolution du couvert végétal;
- l'extraction d'arbres influencerait la structure spatiale, la composition et la diversité et les traits fonctionnels des espèces;
- l'exploitation industrielle du bois entraînerait la réduction des stocks de carbone;
- le prélèvement des ligneux appauvrirait l'écosystème en essences exploitables à la deuxième rotation.

L'objectif général de cette étude est de montrer comment l'exploitation forestière influence les caractéristiques floristiques, écologiques et les stocks de carbone dans la forêt communale de Dimako. Il s'agit plus spécifiquement de:

- évaluer la dynamique spatio-temporelle du couvert végétal;
- réaliser une analyse synchronique spatio-temporelle de la diversité ligneuse;
- analyser les variations spatio-temporelles des stocks de carbone;
- modéliser la dynamique des espèces ligneuses.

CHAPITRE I. GÉNÉRALITÉS

I.1. Présentation de la zone d'étude

I.1.1. Localisation de la Commune de Dimako

La commune de Dimako est l'une des communes que compte le département du Haut-Nyong. Elle a été créée le 20 septembre 1982 et s'étend sur une superficie de 750 km². Elle est limitée à l'Est par les arrondissements de Mbang et Demnam, au Nord par les communes de Bertoua 1 et Bertoua 2, à l'Ouest par l'Arrondissement de Ndiang, au Sud par l'arrondissement de Doumé. La ville de Dimako est le chef-lieu de l'arrondissement du même nom qui est placé sous l'autorité d'un sous-préfet (Anonyme 7, 2006).

La commune de Dimako compte 30 villages divisés en cinq secteurs:

- le secteur Pol (Tahate, Bongossi, Ngombol, Akano, Nkolmeyanga, Grand Pol, Simeyong, Tonkoumbé, Petit Pol, Nkolbikon, Mayos);
- le secteur forêt (Djandja, Kouen, Toungrelo, Lossou);
- le secteur route Mbang (Kandala, Nguinda, Nkoumadjap);
- le secteur savane (Petit Ngolambele, Ngolambele, Baktala, Longtimbi);
- le secteur Dimako centre (Kpwengué, Source, Dieu connaît, Tombo, Ayene, Camp Nord, Mokolo, Beul).

I.1.2. Milieu biophysique

I.1.2.1. Climat

Le climat dans la commune de Dimako est équatorial de type guinéen à quatre saisons inégalement réparties:

- une grande saison de pluie qui s'étend de la mi-août à la mi-novembre;
- une grande saison sèche qui va de mi-novembre à mi-mars;
- une petite saison pluie qui va de mi-mars à juin;
- une petite saison sèche entre juillet et mi-août.

La hauteur moyenne annuelle des pluies à Dimako est évaluée à 1 500 mm (Anonyme 8, 2011).

I.1.2.2. Relief et sols

La commune de Dimako est un plateau constitué des zones plates, des bas-fonds et des légères montées. L'altitude moyenne est de 600 m environ. Par ailleurs, on relève également la présence de quelques zones sensibles et à risques, telles que la zone de Bongossi-Ngombol où il y a la présence des bas-fonds et une zone de risque d'émersion du magma à Ngombol (apparition spontanée du feu à Ngombol). Les sols de la région sont de couleur rouge en

majorité et de type ferrallitique. Ces sols sont graveleux ou latéritiques et peu fertiles, acides et fragiles. Il existe également des sols hydromorphes dans les vallées marécageuses. Ces sols présentent en certains endroits des gisements de sable, de latérite ou de pierre exploitable (carrière). (Anonyme 7, 2006).

I.1.2.3. Végétation

La végétation de la commune de Dimako est caractérisée par une forêt équatoriale parsemée de jachères. Elle occupe 90 % du territoire communal. Le reste du couvert végétal représente 10 % constitué de savane arbustive, notamment dans la zone nord de la commune. La Forêt de la commune de Dimako a fait l'objet d'une intense exploitation forestière de dimension industrielle depuis 55 ans par la Société Forestière Industrielle de la Doumé (SFID) qui a cessé son exploitation en 2002. Ainsi, la formation forestière actuelle est une forêt secondaire dont une partie (18 052 ha) a été érigée en FC (Anonyme 7, 2006; Anonyme 8, 2011).

La grande majorité de la forêt est décrite par Letouzey (1968, 1985) comme étant du type forêt dense semi-décidue guinéo-congolaise appelée par cet auteur « forêt à Sterculiaceae et à Ulmaceae ». Les espèces caractéristiques de ce type de forêt sont: *Cola altissima*, *C. cordifolia*, *C. gigantea*, *Mansonia altissima*, *Nesogordonia papaverifera*, *Pterygota macrocarpa*, *Sterculia rhinopetala*, *Triplochiton scleroxylon*, *Celtis africana*, *Celtis philippensis* et *Holoptelea grandis*. De multiples espèces arborescentes représentant d'autres familles comme les deux précédentes sont aussi caractéristiques de cette forêt. Les plus fréquentes sont *Aningeria altissima*, *Austranella congolensis*, *Albizia ferruginea*, *Amphimas pterocappoides*, *Gossweilerodendron balsamiferum*, *Khaya anthotheca*, *Gambeya lacourtiana*, *Pterocarpus mildbraedii*, *Erythroxylum mannii* et *Parinari excelsa*. Ces derniers sont par contre favorisés par les cultures et les trouées dues à l'exploitation forestière. De plus, chez les ethnies Bakoum et Pol, dans la région de Bertoua, *Triplochiton scleroxylon* est presque toujours laissé sur pied au moment des défrichements. Cette coutume paraît ancienne et explique très certainement l'abondance exceptionnelle de cette essence dans de nombreuses forêts manifestement secondaires. Le même auteur mentionne (Letouzey, 1985) que dans tout le secteur guinéo-soudanien, cette espèce n'est représentée que par des arbres adultes, atteignant parfois de gros diamètres et que les jeunes plants et plantules y sont pratiquement absents. Ce n'est pas le cas du *Terminalia superba*. Il existe de noyaux de forêts primitives à affinités sempervirentes au sein de la forêt semi-décidue avec notamment les espèces caractéristiques suivantes: *Anopyxis klaineana*, *Baillonella toxisperma*, *Entandrophragma utile*, *Mammea africana*, etc.

I.1.2.4. Faune

La faune sauvage est assez abondante et diversifiée avec des espèces animales courantes. Dans la FC, 18 espèces de mammifères et 196 espèces d'oiseaux ont été identifiées. Cette faune est beaucoup plus concentrée dans la partie centrale et orientale de la forêt. Parmi les espèces d'oiseaux identifiés, il y a 79 espèces qui sont endémiques à la forêt guinéo-congolaise. Le phénomène de la déforestation est à l'origine de l'éloignement de nombreuses espèces (Anonyme 7, 2006).

I.1.2.5. Hydrographie

La commune est arrosée par deux principales rivières: la Doumé et son grand affluent la Djo. Ces deux cours d'eau reçoivent les eaux d'un important réseau de petites rivières qui comprend: Koumbé, Sechok, Ponda, Grand Koh, Petit Koh, Mbiassambi, Kendeng, Sodié, Shasol, Chimbi, Messoua, Sonkondo, Mala, Gbanlaw, Moanapeh, Akambaga, Achoebo foulé foulé, tope, tonbeul, nkouendja, tong, Sion, Haï, Nshopel, Nbaktala, Bochín, Fempol, Miandi, Shol, Chagna, Mbolo, Kpaktala, Biendi, Tongko, Nchoko, Talpondou, Tongsanga, Pacha, Nkachoua, Mitta, Pikoko, Nguidoumé, Tokato, Nguinda, Kandala, Mondoumo, Doumbo, Birdogbo, Kouen, Nkatmambou, Sholtelo, Nkachi, Nlaw, Chèh, Ngouandja, Tinpol et Monchimbi (Anonyme 8, 2011).

I.1.3. Activités socioéconomiques

La population de la Commune de Dimako est à 80 % agricole. En dehors de l'agriculture, d'autres activités sont pratiquées notamment: le petit commerce, la chasse, la pêche, l'élevage, l'exploitation des ressources naturelles (carrière de sable, de pierre et de latérite, les emplois temporaires, tels que la cueillette et la transformation des produits agricoles) (Nanda, 2018).

I.1.4. Exploitation forestière

Dans ce secteur, les principaux sites d'exploitation sont la forêt communale et les forêts communautaires. L'exploitation de la FC se passe en régie, car la commune et les populations bénéficiaires ne disposent pas suffisamment de moyens pour leur exploitation. Le bois exploité est destiné à la commercialisation et à l'amélioration de l'habitat. Par ailleurs, cette FC sert également à la collecte des PFNL. Ces produits sont destinés à la pharmacopée et à l'artisanat. Le pourcentage réservé à la vente est réduit, bien que certains soient consacrés à la vente. Le

petit rotin (*Eremospatha macrocarpa*) et le gros rotin (*Lacosperma secundiflorum*) constituent la matière première pour l'artisanat (Anonyme 7, 2006).

I.1.5. Chasse

La chasse pratiquée ici est traditionnelle et se caractérise par l'usage des pièges et des fusils de chasse. Cette activité pratiquée par 70 % de la population souffre du manque d'organisation. Autrement dit, elle est peu développée. Cette chasse est non sélective, certes elle est utile pour la préservation de la culture, mais risquant pour la protection de l'environnement (Anonyme 8, 2011).

I.1.6. Artisanat

Cette activité est surtout pratiquée par les jeunes, les femmes et quelques vieilles personnes. La plupart des objets sont faits en matériaux locaux (bambou, rotin, bois, feuilles de palmiers, etc). Les objets fabriqués ici sont les paniers, les hottes, les mortiers, les pilons et les pirogues. Cette activité est également à but lucratif (Nanda, 2018).

I.1.7. Commerce

Dans la commune de Dimako, seul le petit commerce est pratiqué. Il est orienté vers la vente des produits de première nécessité, les produits agricoles et de chasse. Certains de ces produits sont exposés et vendus le long des axes routiers au niveau des villages. Il existe un marché communal au centre de Dimako. On y retrouve plusieurs organisations qui favorisent l'écoulement des produits de vente. Les principaux marchés fréquentés par les populations locales sont: Dimako ville, Bertoua et Yaoundé. Ce sont également des lieux de vente et de ravitaillement. Les marchés de Dimako et de Bertoua sont les plus fréquentés (Anonyme 7, 2006).

I.1.8. Exploitation du sable, latérite et pierres

Le sable constitue l'une des richesses naturelles de la commune. Toutefois, l'exploitation de sable reste encore limitée par rapport au potentiel de sable de la zone. Les carrières de latérite et de pierres rencontrées de part et d'autre, sont également des secteurs d'activités qui, bien organisés, pourraient contribuer efficacement à la résorption du taux de chômage dans la commune (Anonyme 8, 2011).

I.2. Définition des concepts

I.2.1. Dynamique forestière

La dynamique forestière désigne l'évolution dans le temps et dans l'espace des formations forestières. Elle traduit le caractère non statique permanent d'un écosystème. La dynamique des populations désigne l'ensemble des changements qui se produisent au cours de la vie d'une population. Cet ensemble comprend le recrutement et la croissance, la sénilité, la mortalité, les fluctuations saisonnières de la biomasse, la stabilité de chaque classe d'âge et son importance relative (Tchatat, 1988). La dynamique de l'état de l'écosystème est constamment modifiée par les mécanismes responsables de changements de structure et de fonctionnement (Diouf, 2011).

La dynamique des peuplements forestiers se définit comme les changements dans la structure et la composition d'un écosystème avec le temps suivant une perturbation (Pickett *et al.*, 1987; Olivier et Larson, 1996).

I.2.2. Régénération

La régénération désigne un processus discontinu composé d'une alternance de deux phases: une phase de croissance, d'évolution structurale et de vieillissement, sans augmentation de la richesse floristique, et une phase dynamique, d'évolution rapide de la composition spécifique, pendant laquelle s'installent tous les éléments de l'évolution ultérieure du peuplement dont l'expression peut n'être que tardive (Alexandre, 1982) (Fig. 1). Au sens statique, la régénération est définie comme l'ensemble des préexistants et au sens dynamique comme l'ensemble des processus par lesquels la forêt dense se reproduit naturellement (Rollet, 1979). Dans le sens des écologistes, la régénération naturelle se définit comme l'ensemble de processus dynamiques qui permettent de reconstituer un couvert qui a été entamé (Foggie, 1960; Alexandre, 1979). Pour Alexandre (1988), la régénération naturelle traduit un ensemencement spontané qui permet de comprendre la dynamique forestière marquée par l'existence des trouées et le rôle de la composition « floristique initiale » ou du potentiel floristique (ensemble d'espèces présentes à un endroit donné et à un moment donné).

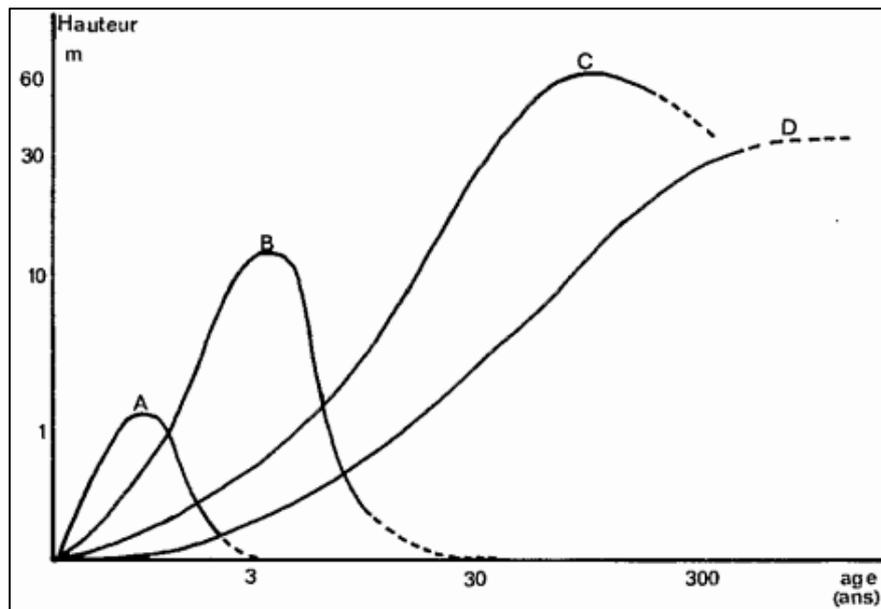


Fig. 1. Stades successifs de la reconstitution selon la théorie de la composition floristique initiale. A = Herbacées; B = Arbustes pionniers; C = Grands arbres héliophiles; D = Arbres sciaphiles (Alexandre, 1982).

I.2.3. Biodiversité

La biodiversité est devenue l'un des soucis majeurs de l'humanité, puisque sa perte est reconnue aussi importante que le changement climatique (Akodewou, 2019). Si l'émergence du concept de biodiversité est très récente, c'est toutefois un long voyage depuis l'apparition des premiers courants de protection de la nature jusqu'à la définition du terme biodiversité (Anonyme 9, 2016). L'expression « diversité biologique » est employée pour la première fois en 1980 par Lovejoy, biologiste américain membre fondateur de la biologie de la conservation, une discipline d'action née à la fin des années 1970 dans une perspective de protection des espèces et de restauration de leurs habitats (Ionescu, 2016). Il existe multiples définitions du concept de biodiversité.

Ainsi, le terme « biodiversité », contraction de « biological diversity » est proposé par Wilson et Peter (1988). Il fait référence à la variété des organismes vivants quelle que soit leur milieu d'origine et prend en compte les diversités intra-spécifique, interspécifique et fonctionnelle. L'article 2 de la convention sur la diversité biologique de 1992 en donne la définition suivante: « Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celles des écosystèmes » (Anonyme 10, 1992). La biodiversité est le terme qui désigne

toutes les formes de la vie sur terre et les caractéristiques naturelles qu'elle présente (Riera et Alexandre, 2004). Selon le même auteur, la biodiversité est l'ensemble des êtres vivants, de leur patrimoine génétique et des milieux (complexes / systèmes écologiques) dans lesquels ils évoluent/vivent. Il stipule que, la biodiversité est le résultat d'une longue évolution et de séries d'adaptations qui ont permis la création et le maintien d'une multitude de formes de vie dans tous les milieux terrestres.

La biodiversité se définit d'abord en fonction des agents qui la perçoivent (Gauthier, 1997) faisant référence à une dimension particulière de la biodiversité (Lévêque, 1994):

- la dimension économique à travers les économistes, d'une part agricole qui considèrent la biodiversité en tant que facteur de production, d'autre part de l'environnement qui considèrent la biodiversité comme un bien de consommation;
- la dimension éthique à travers le grand public. Sa mesure est fondée sur la notion des bénéfices qui en sont issus;
- la dimension écologique par les naturalistes, comme les biologistes qui définissent la biodiversité aux niveaux génétique, spécifique et écosystémique.

En se plaçant du point de vue écologique, il est à noter que la qualité et la quantité des êtres vivants sur un territoire fondent sa biodiversité. Cette notion intègre la diversité génétique intra-spécifique, la multiplicité des espèces et l'abondance relative de chacune, la variété de leur organisation en écosystème différents, et la complexité des relations entre ces écosystèmes (Cauderon *et al.*, 1995).

I.2.4. Conservation

Le vocable conservation est défini dans la stratégie mondiale de la conservation comme « la gestion de l'utilisation par l'homme de la biosphère de manière que les générations actuelles tirent le maximum d'avantages des ressources vivantes tout en assurant leur pérennité pour pouvoir satisfaire aux besoins et aux aspirations des générations futures ». La conservation est donc une notion positive, comprenant la préservation, le maintien, l'utilisation durable, la restauration et l'amélioration de l'environnement naturel (Anonyme 11, 1980). La conservation désigne la gestion active des ressources biologiques pour le plus grand profit des générations futures. Elle assure le maintien à long terme des communautés naturelles dans des conditions qui permettent à l'évolution de se poursuivre (Anonyme 12, 2003). Benoit *et al.* (2013) définissent ce terme comme l'ensemble de pratiques comprenant la protection, la restauration et l'utilisation durable visant la préservation de la biodiversité, le rétablissement d'espèces ou le maintien des services écologiques pour les générations actuelles et futures.

I.2.5. Forêt

Selon l'Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), une forêt désigne une surface de territoire d'une aire minimale comprise entre 0,05 et 1 ha, dont la couverture forestière minimale est comprise entre 10 et 30 % et est assurée par des arbres susceptibles d'atteindre une hauteur minimale de 2 à 5 m à maturité (Anonyme 3, 2010). La loi n° 94/01, portant régime des forêts, de la faune et de la pêche au Cameroun définit la forêt comme les terrains comportant une couverture végétale dans laquelle prédominent les arbres, les arbustes et les autres espèces susceptibles de fournir des produits autres qu'agricoles (Anonyme 6, 1994). Dans le domaine du climat, le Protocole de Kyoto laisse une plus grande marge de manœuvre à la définition de la forêt. Les pays sont libres de choisir une superficie minimale comprise entre 0,05 et 1 hectare, une densité du couvert minimale comprise entre 10 et 30 % et une hauteur minimale comprise entre 2 et 5 mètres (Bellassen *et al.*, 2008). La forêt désigne ainsi une formation forestière dense, où des arbres forment plusieurs étages et couvrent une forte proportion de sol et une formation forestière ouverte (Laitat *et al.*, 2004). La forêt se définit également comme une formation végétale où les espèces arborescentes sont dominantes et présentent une densité élevée. Selon Lisan (2014), une forêt ou un massif forestier est une étendue boisée, relativement grande, constituée d'un ou plusieurs peuplements d'arbres et d'espèces associées. Pour Blondel (1995), le terme forêt évoque un espace couvert d'arbres dont les canopées sont plus ou moins jointives. Du point de vue botanique, la forêt est une formation végétale caractérisée par l'importance de la strate arborée, mais qui comporte aussi des arbustes, des plantes basses, des grimpantes et des épiphytes.

I.2.6. Déforestation

La déforestation est une conversion à long-terme ou permanente des terres forestières à des fins d'utilisations non forestières. La Conférence Cadre des Nations-Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) la définit comme la conversion anthropique directe de terres forestières en terres non forestières (Anonyme 13, 1997). La déforestation dans un pays donné est donc une réduction du recouvrement de la canopée en-dessous du seuil défini par ce pays (Nasi *et al.*, 2004).

I.2.7. Dégradation des forêts

La dégradation de la forêt est un processus au cours duquel « une terre forestière reste de la terre forestière et continue de satisfaire les critères nationaux de base relatifs à la superficie forestière minimale, à la hauteur des arbres et à la dimension du couvert arboré », mais qui perd

progressivement des stocks de carbone à la suite de l'intervention directe de l'homme (par exemple, l'exploitation forestière, la collecte du bois de chauffage, le feu, les pâturages, etc.). La dégradation est donc la conversion d'une classe de forêt ayant une densité des stocks de carbone plus élevée que la moyenne en une autre classe ayant une densité plus basse que la moyenne (Doetinchem et Megevand, 2013). D'une manière générale, la dégradation des forêts est un type d'intervention anthropique entraînant la modification du couvert, de la structure et/ou de la composition et de la fonction des forêts (Souza *et al.*, 2015).

I.2.8. Changements climatiques

Les changements climatiques se définissent comme toute modification à long terme des paramètres climatiques à la surface du globe terrestre directement reliés à la variabilité naturelle ou aux activités anthropiques. Selon le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Évolution du Climat (GIEC) (Anonyme 14, 2007), le changement climatique s'entend comme une variation de l'état du climat que l'on peut déceler (par exemple au moyen de tests statistiques) par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus. Il se rapporte à tout changement du climat dans le temps, qu'il soit dû à la variabilité naturelle ou à l'activité humaine. Selon la CCNUCC, les changements climatiques désignent des changements qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables (Anonyme 13, 1997).

I.2.9. Unité Forestière d'Aménagement

Selon l'arrêté n° 0222 du 25 mai 2001, l'UFA désigne une portion du domaine forestier permanent devant faire l'objet d'un aménagement (Anonyme 15, 2001). L'UFA est l'entité de base du domaine forestier permanent, découpée pour l'exécution des tâches d'aménagement, de gestion, de conservation, de reconstitution et de production (Anonyme 16, 2004). Elle se définit aussi comme un ensemble géré durablement comme un tout avec sa production propre, constante (croissante) dans le temps. Les forêts domaniales peuvent être subdivisées par l'administration en charge des forêts en UFA (Anonyme 6, 1994). Selon l'Organisation Africaines/Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OAB/OIBT), une UFA est une zone forestière clairement délimitée, aménagée sur la base d'un ensemble d'objectifs explicites et conformément à un plan d'aménagement à long terme (Anonyme 17, 2005). Les UFA sont divisées en six (6) Unités forestières d'Exploitation (UFE) et équivalente de manière à obtenir

une différence de moins de 5 % du volume exploitable sur les essences principales (aménagées et complémentaires). Elles ont une superficie qui varie entre 10 000 et 120 000 ha et sont attribuées en exploitation forestière sous forme de concession forestière pour une durée de 30 ans. L'attribution des UFA se réalise par adjudication suite à un appel d'offre public. L'exploitation des UFA est soumise à plan d'aménagement approuvé par l'État avant obtention d'une convention d'exploitation définitive. Cette dernière est conclue pour période de 15 ans renouvelable. Jusqu'en 2018, le Cameroun compte 117 UFA couvrant 7 030 484 ha réparties en 95 UFA classées avec plans d'aménagement approuvés, 5 UFA non classées avec plans d'aménagement approuvés, 6 UFA classées avec plans d'aménagement en cours d'élaboration, 3 UFA non classées avec plans d'aménagement en cours d'élaboration, 4 UFA classées et non aménagées, 4 UFA non classées et non aménagées (Anonyme 18, 2018).

I.2.10. Unité Forestière d'Exploitation

Une UFE désigne une portion précise de forêt de l'UFA devant être exploitée pendant cinq années et soumise à un plan de gestion quinquennal. Les UFE sont découpées de manière à permettre une progression continue dans le temps et dans l'espace pour faciliter la gestion des interventions forestières. Chaque UFE est subdivisée en cinq (5) Assiettes de coupe d'un seul tenant, contiguës et équisurfaces.

I.2.11. Assiette Annuelle de Coupe

L'AAC désigne une étendue précise de la forêt qu'il est prévu de récolter une année. Elle se définit comme la zone prévue pour être exploitée sur une année suivant le Plan Annuel d'Opération issue de la subdivision du bloc d'aménagement quinquennal (Eba'a et Mbolo, 2006). Selon l'arrête 0222, les Assiettes Annuelles de Coupe sont contiguës et équisurfaces (Anonyme 15, 2001). Une AAC n'est ouverte à l'exploitation qu'une seule fois pendant la durée de la mise en œuvre du plan d'aménagement. Les AAC sont dotées d'un plan annuel d'opération. Ce plan définit toutes les activités à mener dans l'assiette pendant une année.

I.3. Gestion durable des forêts

Contrairement à d'autres disciplines qui ont été fondées, soit sur le désir d'améliorer le bien-être humain, soit sur la soif de la connaissance, la foresterie semble trouver son origine dans la peur de détruire (Anonyme 19, 1986).

Ce concept était déjà explicite dans la littérature forestière Allemande du XVIII^e siècle. Au début du XIX^e siècle l'allemand Hartig décrivait la gestion durable des forêts plus ou moins en ces termes: « tout bon gestionnaire doit procéder à l'évaluation des peuplements forestiers

sans perdre du temps, puis les utiliser autant que possible, mais toujours de façon à laisser aux générations futures au moins autant de bénéfice que les générations actuelles » (Kouna, 2006). Selon Eba'a et Mbolo (2006), la gestion durable apparaît comme un ensemble de pratique et de technique que les gestionnaires de ressources naturelles renouvelables mettent en application pour essayer d'atteindre l'idéal du développement durable.

Cette volonté de gestion durable des forêts se manifeste en Afrique Centrale par l'adoption d'un plan de convergence, dénominateur commun sur lequel les différents États signataires conviennent de s'entendre pour engager des actions nationales et sous régionales en faveur de la gestion durable des écosystèmes forestiers de l'Afrique Centrale.

I.4. Aménagement forestier durable

Avec l'avènement du concept de développement durable au début des années 1990, le principe de non-épuisement de la ressource ligneuse, qui caractérisait l'idée initiale d'aménagement forestier n'a plus été considéré comme suffisant. La nécessité de prendre en compte les fonctions écologiques et sociales de la forêt dans les activités d'exploitation s'est alors développée, sous l'impulsion notamment de la FAO (Anonyme 20, 1994) et de l'Organisation Internationale de Bois Tropicaux (OIBT) (Anonyme 20, 1992) conduisant à l'instauration du principe d'aménagement durable des forêts. L'élément central sur lequel repose cette nouvelle formule d'aménagement reste néanmoins, comme pour l'aménagement forestier, la planification à moyen et à long terme (une trentaine d'années) des activités d'exploitation sylvicoles (Leroy *et al.*, 2013).

C'est ainsi que la réforme des codes forestiers des États d'Afrique Centrale entreprise entre 1994 et 2002 a généralisé l'utilisation des plans d'aménagement pour la gestion des forêts du Bassin du Congo (Karsenty, 2006). Ces plans d'aménagement ont pour objectif la gestion durable, concept qui dépasse celui de gestion soutenue en intégrant les fonctions écologiques et sociales de la forêt (Anonyme 21, 1992; Estève, 2001).

L'aménagement durable est donc pour certains auteurs une manière très directe de protéger les forêts et leurs qualités environnementales. Il constituerait même une norme environnementale intégrant efficacement les trois piliers du développement durable (économique, écologique et sociale) (Carret, 2002; Samyn *et al.*, 2011). La gestion durable peut être évaluée à l'aide des principes, des critères et des indicateurs, dont la satisfaction ouvre la voie à la certification (Mimbimi et Foteu, 1999; Anonyme 22, 2003).

I.5. Évolution du concept du processus REDD+

Le mécanisme REDD+ consiste à attribuer une valeur à la quantité de carbone stockée par la forêt sous la forme de « crédits carbone ». Ces crédits seraient payés par les pays industrialisés aux pays en développement pour atténuer les effets du changement climatique via la réduction des émissions de GES au travers des activités de réduction de la déforestation, la dégradation forestière, la conservation, la gestion durable des forêts et l'accroissement des stocks de carbone forestier. Les paiements se feraient sur la base de la quantification des stocks de carbone et des émissions évitées. Ce mécanisme est apparu de façon progressive dans les débats, lors de la onzième Conférence des Parties (COP. 11) en décembre 2005 à Montréal, avec la définition du processus de Réduction des Émissions dues à la Déforestation (RED). Deux ans plus tard, les parties se sont accordées à Bali en 2007 (COP.13) sur la possibilité de prendre en compte, outre les activités de lutte contre la déforestation, des activités de réduction de la dégradation des forêts. Le concept de RED s'est ainsi élargi à REDD (le second D désignant la Dégradation) puis à REDD+ en 2009 à Copenhague, le « + » caractérisant, «la préservation, la gestion durable des forêts, et le renforcement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement». En 2010, lors de la COP 16 de Cancun, les parties ont acté un financement en trois phases à savoir: la préparation; la mise en œuvre; la rémunération aux résultats (Berne, 2012).

Conscient des dégâts qui minent le secteur forestier, le Cameroun s'est engagé dans la mouvance REDD+ au niveau international. Cette conscience se manifeste par la validation du Readiness Plan Idea Note (R-PIN) en 2008 (document présentant la situation préparatoire du Cameroun à participer au REDD+) et du Readiness Preparation Proposal (R-PP) en 2012 (document définissant les activités à mener pour la préparation du Cameroun au mécanisme REDD+) (Atyi *et al.*, 2013; Anonyme 23, 2013). Elle se manifeste également par la ratification de la CCNUCC le 19/10/1994 et l'adhésion au protocole de Kyoto le 23/07/2007.

I.6. Écosystème tropical du Cameroun: potentiel et menaces

La végétation du Cameroun se répartit en deux grands ensembles de part et d'autre du parallèle 6°N: au Nord des formations tropicales sèches faites de savanes sahéliennes et soudaniennes, et au Sud des forêts tropicales et équatoriales humides (Onana, 2013).

L'évaluation de la couverture forestière du Cameroun montre qu'elle est de 22 523 732 ha (Anonyme 5, 2015), soit 48 % du territoire national (De Wasseige *et al.*, 2009). La typologie de la forêt, basée sur les classes d'occupation foncière, met en exergue deux catégories majeures: les forêts denses et autres forêts (Anonyme 24, 2012). La couverture de la forêt dense

est estimée à 16 876 143 ha. Cette superficie est divisée en forêts denses de basses terres (16 467 570 ha), en forêts sub-montagnardes (900-1 500 m, 270 540 ha), en forêts montagnardes (>1 500 m, 17 685 ha), en mangroves (120 348 ha) et en forêts marécageuses (Anonyme 25, 2010; Anonyme 23, op.cit.). L'essentiel des ressources de maintenance se trouvent dans ces écosystèmes, et par conséquent la préservation est essentielle pour la conservation de la richesse de la vie sur terre.

Les forêts denses du Cameroun sont les plus diversifiées et représentent 60 % de la biodiversité totale (Anonyme 24, op.cit.). On dénombre environ 8 500-10 000 espèces réparties en 1 179 genres, 235 familles de plantes angiospermes. Par, les espèces recensées, 411 espèces sont exotiques, 808 endémiques, 3 000 espèces sont utiles, plus de 300 espèces sont exploitables, 11 espèces sont invasives et 176 sont en danger selon la liste de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Onana et Cheek, 2011).

La forêt dense humide du Cameroun fait partie de l'unité congolaise de la région guinéo-congolaise ou phytochorion (White, 1983). Elle se situe principalement dans les régions du Littoral, du Sud, du Centre, du Sud-Ouest et de l'Est. Elle est plus réduite dans le nord-ouest et l'ouest. Deux types de Forêts Denses Humides (FDH) prédominent: les forêts denses humides sempervirentes de basse altitude (54 % de la superficie des forêts) et les forêts denses humides semi-décidues de basse altitude (28 % de la superficie des forêts). Ces deux formations couvrent environ 42 % du territoire (Anonyme 4, 2009). Ces formations représentent la plus vaste zone écologique du Cameroun. La FDH sempervirente représente 80 % de la superficie totale des FDH, tandis que la FDH semi-décidue en représente 20 % (Gartlan, 1989). La FDH semi-décidue se caractérise par une abondance de Sterculiaceae notamment *Triplochiton scleroxylon*, *Mansonia altissima* et de *Nesogordonia papaverifera* et d'Ulmaceae, notamment *Celtis philipensis*, *C. adolfi-friderici* et *Holoptelea grandis* (Letouzey, 1968). White (1983) la décrit comme forêt dense humide guinéo-congolaise semi-sempervirente périphérique, plus sèche. Elle est particulièrement riche en essences commercialisables; cette richesse et sa superficie relativement modestes en font une forêt plus menacée que la forêt congolaise.

I.7. Types de dynamique

La prise en compte de l'échelle spatiale permet par ailleurs de distinguer plusieurs « types » de dynamique de végétation selon Van Der (1996). Cet auteur sépare les processus dynamiques intervenant à l'intérieur d'une communauté stable (fluctuations, dynamique de la végétation dans un chablis, etc.) ou de plusieurs communautés (successions secondaires, primaires et séculaires). Selon Oldeman (1990) la communauté désigne une unité de végétation

ayant commencé son développement au même moment et sur la même surface à la suite d'une perturbation. Il peut donc exister plusieurs processus de dynamique imbriqués.

Pour Blondel (1979), c'est une « succession écologique » c'est-à-dire l'ensemble des processus pour lesquels un écosystème naturellement (succession primaire) ou artificiellement (succession secondaire) altéré ou détruit entreprend spontanément de se reconstituer pour recouvrir un état qui soit en quelque sorte un fac-similé de son état initial (Fig. 2). Finegan (1984) la définit comme le changement directionnel de composition floristique et de physionomie d'une zone où le climat reste constant.

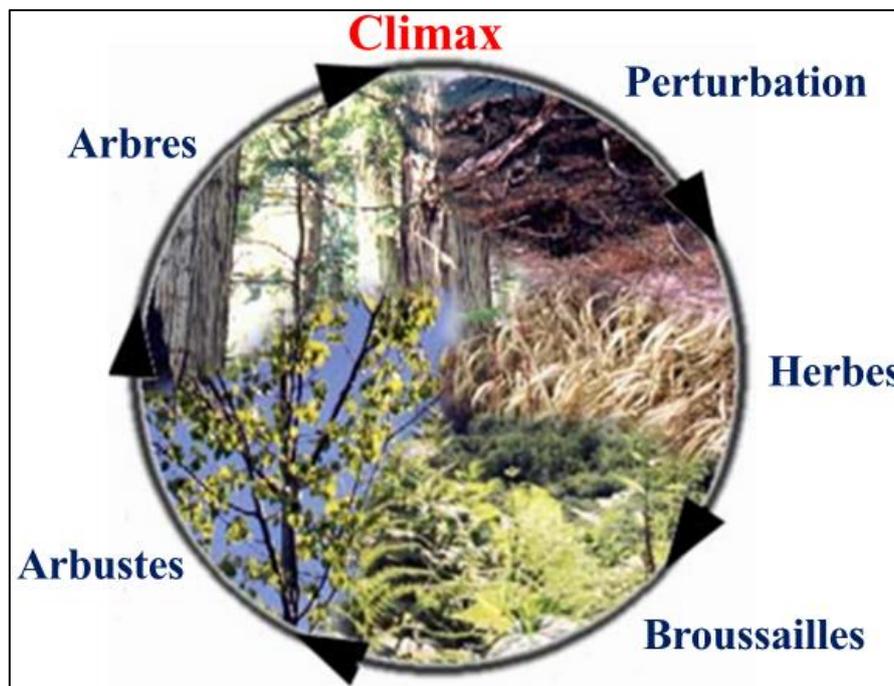


Fig. 2. Stades de succession écologique (Blondel, 1979).

On parle également de successions autogéniques et allogéniques. Les successions autogéniques découlent d'un processus biotique qui s'exerce à l'intérieur de l'écosystème. Il s'agit des successions liées aux interactions entre les organismes sans influence extérieure. Les successions allogéniques sont liées à l'influence des facteurs perturbateurs d'origine extérieure à l'écosystème (Diouf, 2011).

Les successions autogéniques résultent du développement d'une communauté sur un biotope initialement perturbé et de son évolution vers un écosystème de plus en plus complexe. Elles décrivent divers stades successifs qui correspondent essentiellement à des séries progressives.

Tandis que les successions allogéniques aboutissent généralement à des biocénoses instables ou à des destructions totales d'écosystèmes. Elles peuvent cependant conduire dans certains cas favorables, à la constitution d'un disclimax très différent dans sa composition

spécifique, de la phytocénose primitive. Les stades évolutifs décrits par les successions allogéniques correspondent le plus souvent à des séries régressives et renferment des peuplements de plus en plus appauvris (Diouf, 2011).

L'analyse de la dynamique d'une végétation ou d'un écosystème, fait également appel au terme de « stabilité ». La notion de stabilité est un concept dynamique qui traduit la capacité d'un écosystème à revenir à sa position d'équilibre après qu'une perturbation l'en ait éloigné (Mommaerts, 2005). Selon Van Andel *et al.* (2012) la stabilité est la capacité d'un système à se maintenir dans un état constant malgré les variations de conditions de l'environnement.

Plusieurs modèles ont été élaborés qui essayent de mettre en évidence les étapes de la succession ou de la dynamique végétale:

- le modèle de facilitation. C'est celui qui est assuré par les espèces pionnières qui, en modifiant le milieu qu'elles occupent en premier, facilitent l'installation des espèces à plus longue durée de vie. Ainsi, après l'exploitation de la forêt, celle-ci se reconstitue rapidement d'abord à partir d'espèces héliophiles souvent à bois tendre comme *Musanga cecropioides*, *Myrianthus arboreus*, *Macaranga spinisa*... Ces espèces cèdent par la suite le terrain à d'autres comme *Alstonia boonei*, *Pycnanthus angolensis*, *Terminalia superba*, *Triplochiton scleroxylon*, etc.
- le « modèle de tolérance ». Il suppose la coexistence d'espèces pionnières dominantes avec d'autres espèces peu abondantes dont elles tolèrent la présence;
- le « modèle d'inhibition ». Ce modèle est caractérisé par des espèces pionnières très dynamiques qui laissent difficilement la possibilité aux autres de s'installer. Ces espèces protègent donc leur espace contre toute forme de colonisation étrangère ce qui peut pendant quelques temps bloquer la reconstitution de la forêt

I.8. Préoccupations et menaces sur la diversité végétale

La diversité végétale est fortement menacée à l'échelle planétaire (Akodewou, 2019). Si elle a toujours été exploitée par l'Homme pour subvenir à ses besoins, l'on assiste aujourd'hui à une rupture résultant de son exploitation accélérée et de profondes transformations de l'environnement imposées par l'expansion de l'économie et de la démographie (Lévêque, 1994).

De nombreuses causes d'appauvrissement de la diversité végétale ont été avancées par plusieurs auteurs (Lévêque, 1994; Cauderon *et al.*, 1995). Dans le document intitulé « notes de réflexion sur le plan de préparation », élaboré par le Ministère de l'Environnement et de la Protection de la nature (MINEPDED) sur les discussions internationales sur les changements

climatiques, le Cameroun dresse une liste de causes directes et indirectes de la déforestation et de la dégradation des forêts, rangées visiblement par ordre d'importance: le développement des activités agricoles, l'exploitation illégale du bois; l'exploitation du bois de feu; l'exploitation forestière industrielle; le développement du secteur minier; la croissance démographique; le développement de l'infrastructure routière; les feux de brousse et le système d'héritage. Ce dernier peut induire une fragmentation de la forêt entre héritiers et la dégradation de son couvert (Anonyme 26, 2009). Ces différents moteurs d'érosion des forêts font partie des quatre points chauds de déforestation et de dégradation des forêts, parmi les seize identifiés en Afrique Centrale (Anonyme 27, 1998). Il s'agit: les forêts de Cross River et de Kurup à la frontière avec le Nigeria; la zone couverte par les villes de Yaoundé, Ebolowa, Mbalmayo et Kribi défrichée pour des raisons agricoles; la région de Bertoua et Abong-bang; les routes construites autour de la ville de Djoum. Ces quatre points chauds couvrent une proportion importante de la surface forestière résiduelle du Cameroun. Ces pressions diverses ont engendré la dégradation de ces écosystèmes au fil du temps. Selon la FAO, le taux annuel moyen de déforestation au Cameroun pour la période 1980-1995 est de 0,6 %, soit une perte de près de 2 millions d'hectares (Anonyme 27, op.cit.). Ce taux serait monté à 0,9 % dans la période 1990-2000 et atteint 1 % entre 2000 et 2005 (Anonyme 14, 2007). Les travaux récents de Duveiller *et al.* (2008), ont revu les chiffres de la FAO à la baisse. Ils estiment le taux annuel moyen de déforestation nette à 0,14 % pour la période 1990-2000, avec une moyenne de déforestation brute de l'ordre de 0,20 %. Avec ces chiffres, le Cameroun apparaît comme le deuxième pays du Bassin du Congo, après la République Démocratique du Congo (RDC) (0,2 %), ayant le taux de déforestation le plus élevé. À côté de la déforestation, la dégradation apparaît comme le phénomène le plus répandu dans les forêts camerounaises, bien que les statistiques y relatives soient plutôt rares. L'évaluation des ressources forestières nationales entre 2003-2004 indique que 25 % des forêts camerounaises ne sont pas perturbées (Anonyme 28, 2006). Ce qui révèle que 1/4 de ce couvert forestier a subi des pressions, notamment d'une exploitation forestière sélective, connue comme principale cause de la dégradation. La FAO indique que 59 % de la superficie des unités forestières d'aménagement avaient déjà été exploitées au moins une fois (Anonyme 29, 2008). La mesure de la dégradation qui fait autorité est, une fois de plus, celle de Duveiller *et al.* (2008), avec un taux de dégradation nette de 0,01 % pour la période 1990-2000. La déforestation et la dégradation des forêts constituent les étapes cruciales qui contribuent énormément à la diminution de la biomasse végétale et par conséquent les stocks de carbone disponibles. L'une des conséquences de l'exploitation est l'élimination d'une partie des individus ligneux reproducteurs qui entraîne une réduction du pool génétique, donc une

diminution immédiate du niveau de diversité génétique de la population d'arbres adultes (Lourmas, 2003).

I.8.1. Niveaux d'organisation de la biodiversité

La notion de biodiversité est complexe car elle regroupe une diversité de composantes: écosystème, espèces et gène (Schwal, 2004). Les entités vivantes étudiées se distinguent à la fois d'un point de vue qualitatif, ce qui permet de les regrouper en catégories dans une hiérarchie emboîtée (Deconchat, 1999), et d'un point de vue quantitatif. Ainsi, la biodiversité couvre tous les niveaux d'organisation de la vie, des gènes aux paysages, en passant par les populations, les communautés et les écosystèmes (Cauderon *et al.*, 1995). À chacun de ces niveaux, la biodiversité se caractérise non seulement par la diversité de ses composantes, mais aussi par sa diversité structurelle et fonctionnelle (Noss, 1990). Cependant, pour étudier la diversité d'un système écologique donné, il apparaît essentiel de prendre en compte simultanément plusieurs niveaux d'organisation.

I.8.1.1. Niveau écosystémique

Il correspond au domaine des sciences écologiques (notamment de l'écologie des paysages) et de la biogéographie. L'écosystème présente des caractéristiques qui lui sont propres, au plan géographique et biologique, ainsi qu'en termes de résilience face aux différents types de pressions provenant des activités humaines. Il appelle ainsi des mesures d'incitation adaptées à ses besoins spécifiques (Anonyme 30, 1999).

I.8.1.2. Niveau spécifique

C'est le domaine des inventaires d'espèces et de la taxonomie (Riera et Alexandre, 2004; Bergonzini, 2004). La diversité peut être déterminée par le nombre d'espèces présentes sur un site donné. Elle peut également être appréhendée à l'échelle des groupes fonctionnels.

I.8.1.3. Niveau génétique

C'est le domaine des sciences génétiques, de la génétique moléculaire à la génétique des populations (Riera et Alexandre, 2004). La diversité génétique peut être appréhendée à l'échelle des populations (variabilité entre espèces) et des espèces (variabilité entre individus). Selon Barbault (1993) et Gray (2000), la variabilité des populations naturelles est la condition première de leur survie à long terme puisque d'elle dépend leur condition d'adaptation à des conditions changeantes.

I.9. Forêts au cœur du cycle du carbone

Les considérations relatives au carbone stocké dans les écosystèmes forestiers remontent au début des années 1980, parallèlement aux préoccupations scientifiques concernant les changements du climat à l'échelle globale. Des travaux antérieurs ont montré qu'à l'échelle planétaire, 90 % du carbone contenu dans la biosphère terrestre se trouvait dans les écosystèmes forestiers (biomasse et sol) (Armentano et Ralston, 1980), constituant ainsi d'importants puits de carbone (Tans *et al.*, 1990; Bonan, 1991).

Selon le Groupe d'experts International sur l'Évolution du Climat (GIEC), même si le CO₂ est le gaz qui a le plus petit pouvoir de réchauffement par molécule, il est celui qui contribue le plus, au réchauffement climatique depuis 1750. Le cycle du carbone est complexe et fait intervenir différents réservoirs. Le plus important est constitué par les océans qui stockent environ 39 200 milliards de tonnes de carbone (GtC), soit environ 93 % du carbone de la planète (Anonyme 14, 2007). Les 7 % restants se répartissent entre la biomasse terrestre, les sols et l'atmosphère (Fig. 3). Avec 750 GtC, l'atmosphère représente moins de 2 % du carbone de la planète. Les forêts constituent un stock très important puisqu'elles représentent plus de la moitié du carbone des terres émergées, soit 1 120 GtC (Anonyme 14, 2007). Selon la FAO, les écosystèmes forestiers contiennent plus de carbone par unité de surface que tout autre type d'utilisation du sol, et leurs sols, qui contiennent à peu près 40 % du carbone total, sont d'une grande importance dans la gestion forestière (Anonyme 31, 2002).

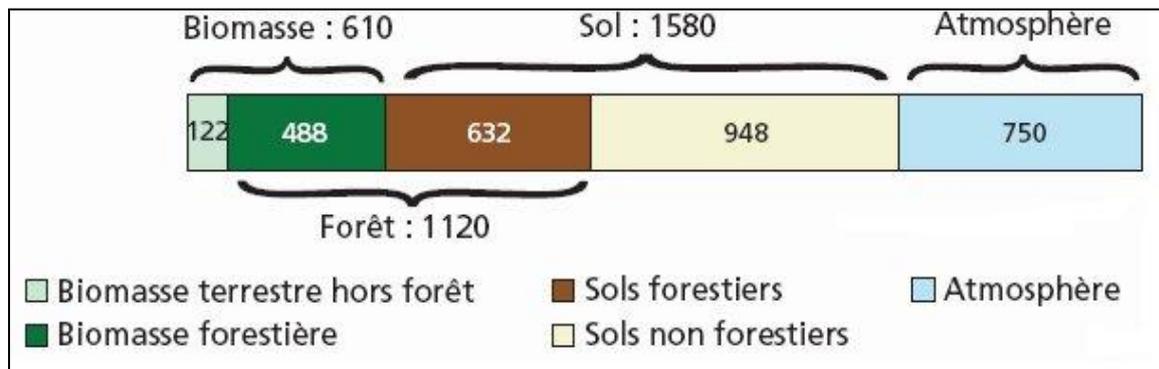


Fig. 3. Répartition des stocks de carbone mondial (Anonyme 14, 2007).

Les quantités de carbone séquestrées dans ces différents réservoirs ne sont pas figées. Il existe de nombreux flux entre ces derniers (Fig. 4). Ainsi, les flux entre les écosystèmes forestiers et l'atmosphère sont de l'ordre de 120 GtC/an au niveau mondial. Les absorptions sont dues à la photosynthèse qui absorbe le CO₂ atmosphérique. Les rejets s'expliquent par les phénomènes de respiration (autotrophe et hétérotrophe) ainsi que par les perturbations (climatiques et sylvicoles). Ces flux sont loin d'être négligeables puisque

la déforestation tropicale est responsable de 17,4 % des émissions de GES au niveau planétaire (Anonyme 26, 2009).

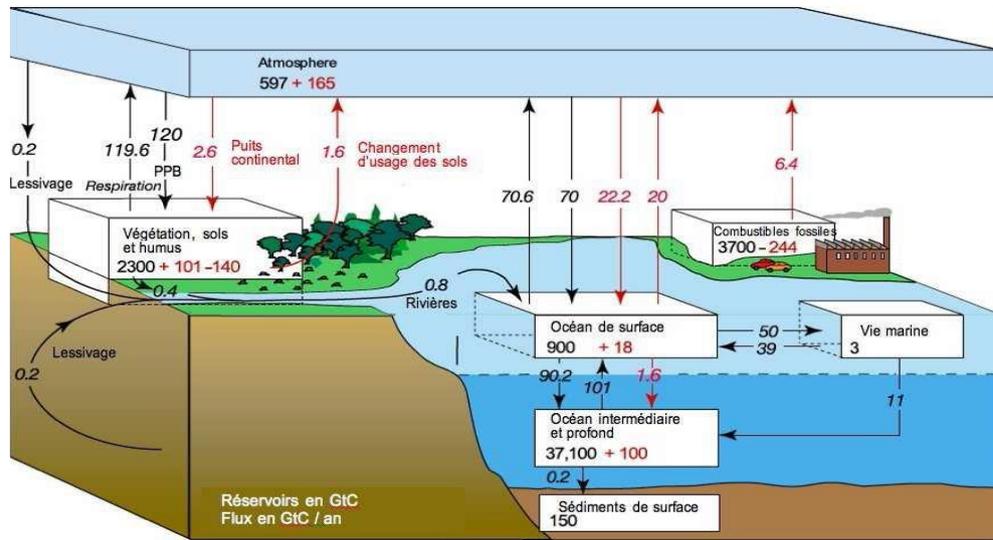
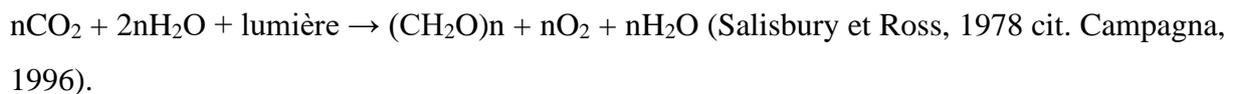


Fig. 4. Cycle du carbone à l'échelle planétaire (Anonyme 14, 2007).

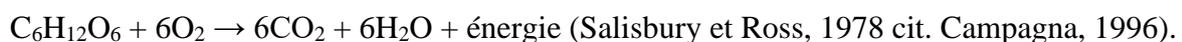
I.10. Mécanisme du cycle de carbone

Dans les écosystèmes forestiers, les flux de carbone les plus importants sont causés par la photosynthèse (fixation de carbone) et la respiration (émission de carbone) (Campagna, 1996). Les plantes assimilent le CO₂ atmosphérique et le transforment en sucres. La majorité de la photosynthèse se fait dans le feuillage mais aussi (très peu) dans les tiges, les branches, l'écorce, les cotylédons, les bourgeons et les fruits (Waring et Schlesinger, 1998). L'équation chimique qui décrit la photosynthèse est la suivante:



Le carbone séquestré par les arbres pendant la photosynthèse est stocké dans différents compartiments (Fig. 5).

En général, plus de 35 à 60 % du carbone fixé est réémis sous forme de CO₂ par la respiration liée à la croissance et à l'entretien des tissus des végétaux, la moyenne étant d'environ 50 % (Waring et Schlesinger, op.cit.). La respiration est le processus métabolique qui permet à l'arbre de libérer et d'utiliser l'énergie emmagasinée dans les glucides synthétisés durant la photosynthèse. L'équation de la respiration est la suivante:



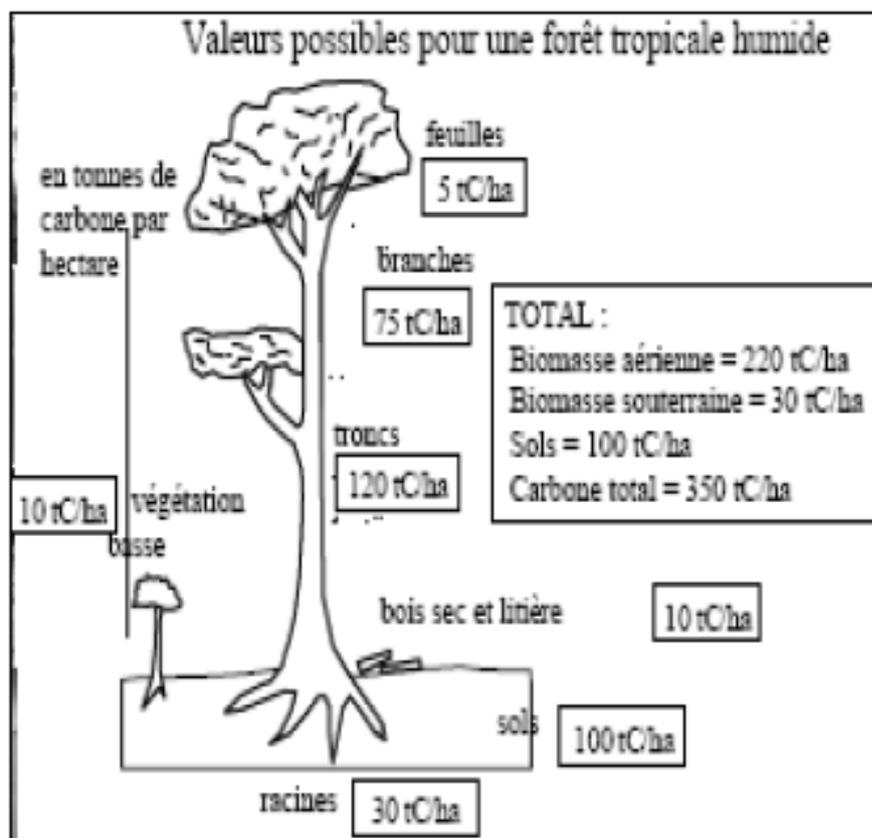


Fig. 5. Répartition des stocks de carbone par compartiments (Locatelli, 2005).

L'augmentation récente des concentrations de certains gaz dans l'atmosphère contribue à accroître le réchauffement global de la planète par effet de serre et pourrait amener des déséquilibres planétaires irréremédiables (modification du climat, montée du niveau des eaux, augmentation des catastrophes naturelles, etc.).

I.11. Foresterie communale au Cameroun

La loi n° 94/01 du 20 janvier 1994 prévoit la gestion forestière décentralisée en créant les forêts communales (Art. 21). Elle est complétée, par la loi n° 2004/09 fixant les règles applicables aux régions précisément la gestion décentralisée des ressources forestières par les collectivités territoriales. La forêt communale appartient aux forêts du domaine forestier permanent. Conformément à l'article 30 (1) de la loi 94/01 (Anonyme 6, 1994), elle fait l'objet d'un acte de classement pour le compte de la commune concernée ou qui a été plantée par elle sur un terrain communal. Elle est dotée d'un plan d'aménagement. Les forêts communales présentent les mêmes caractéristiques que les forêts de production sous convention d'exploitation, mais sont affectées à la commune concernée, qui en gère l'exploitation. Cependant, plusieurs communes peuvent créer et gérer une seule forêt communale (Cuny,

2011). Après l'acte de classement de la FC, elle est répartie en six UFE. Chaque UFE est par la suite subdivisée en cinq AAC. En 2018, le Cameroun comptait 64 FC parmi lesquelles 46 étaient classées et 18 non classées (Anonyme 18, 2018). Mais jusqu'en 2005, la seule FC classée était celle de Dimako (Assembé, 2006).

CHAPITRE II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

II.1. Matériel

II.1.1. Site d'étude

La Forêt Communale de Dimako (FCD) est située dans la Région de l'Est-Cameroun, Département du Haut-Nyong, Arrondissement de Dimako. Elle est située entre les latitudes 4°10' et 4°20' Nord et les longitudes 13°30' et 13°50' Est. Elle est soumise au climat de type équatorial guinéen caractérisé par une succession annuelle de quatre saisons. Les précipitations moyennes oscillent entre 1 500 à 1 800 mm/an et la température moyenne est de 24° C. L'ordre de grandeur des pentes est de 0 à 15 % et l'altitude varie entre 596 et 689 m (Anonyme 7, 2006). Du point de vue phytogéographique, sa végétation est celle d'une forêt dense semi-décidue (Letouzey, 1985) (Fig. 6). Le choix de la FCD s'est fait sur la base de: la date d'attribution de la FC, le statut (classement) et l'approbation du plan d'aménagement. La disponibilité des cartes de peuplement et des routes forestières établies pendant les inventaires d'exploitation ont orienté le choix des AAC et l'installation des placettes. Par ailleurs, la consultation des documents tels que le plan d'aménagement, les rapports d'inventaire des AAC retenues et bien d'autres a été effectuée afin de guider l'étude sur le terrain. De plus, cette forêt fut la première FC attribuée après la législation forestière de 1994. Elle a été classée en 2001 par décret n° 2001/386 CAB/PM du 13 juin 2001 et l'exploitation forestière a débuté la même année.

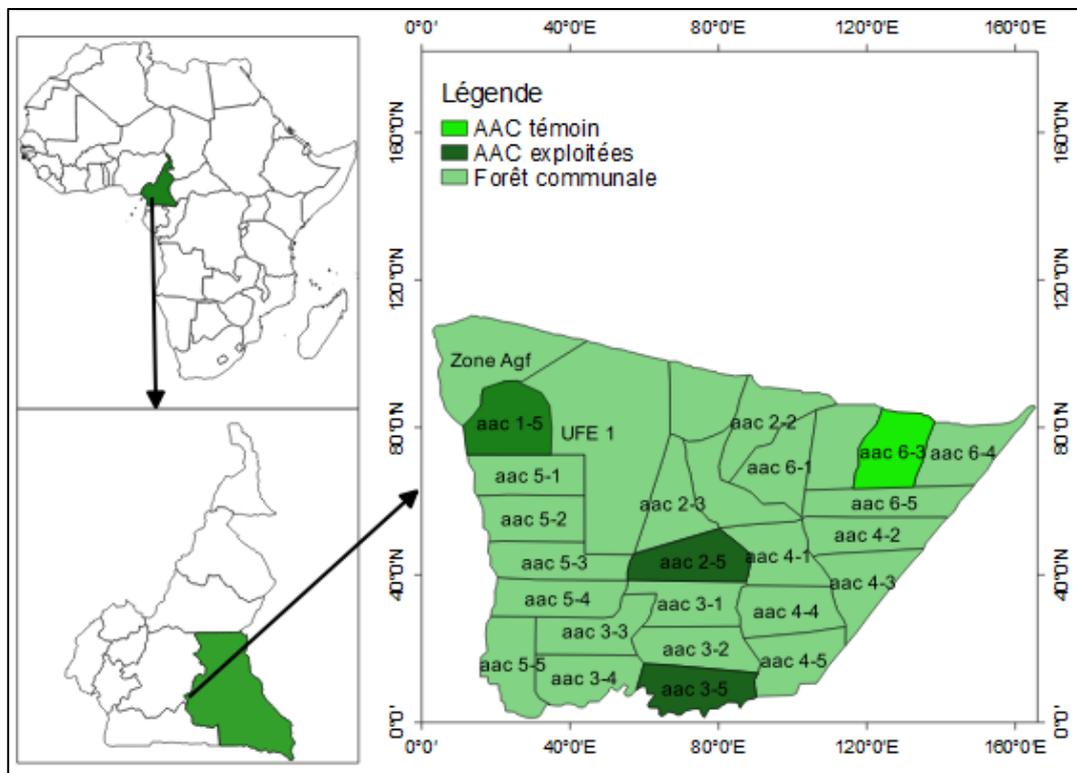


Fig. 6. Carte de localisation de la zone d'étude et des assiettes annuelles de coupe de la Forêt Communale de Dimako.

II.1.2. Matériel technique

Pour atteindre les objectifs fixés, le matériel inscrit dans le tableau I a été utilisé.

Tableau I. Matériel utilisé et leur fonction.

Objets	Fonctions
Global Positioning System (GPS)	Prise des coordonnées géographiques et des parcelles d'échantillonnages sur le terrain
Boussole	Orientation des layons
Appareil photo	Prise de vues
Machettes	Ouverture des layons et tailler les piquets pour faire les jalons
Penta-décamètre de 50 m	Délimitation des aires d'échantillonnage
Compas forestier	pour la mesurer des diamètres des arbres
Carnets, des crayons et des gommes	Prise des notes
Ficelle	Délimitation des sous-placettes
Clinomètres	Mesure des pentes des parcelles
Papiers-presse, planches à herbarium et de l'alcool	Pressage, sécher et conserver les spécimens récoltés sur le terrain
Plastique polyéthylène	Collecte des échantillons de litière forestière
Sécateurs	Collecte des spécimens non identifiés sur le terrain
Marqueurs	Étiquetage des échantillons collectés
Étuve	Séchage des échantillons

II.2. Méthodes

II.2.1. Collecte des données

La présente étude a consisté à faire une analyse comparative entre une assiette témoin et les assiettes exploitées à des dates précises. Deux approches ont été abordées:

- la méthode synchronique dite indirecte, repose essentiellement sur les relevés botaniques. Elle est utilisée pour analyser les variations spatiales de la structure et de la composition floristique des communautés végétales présentes à un temps donné dans un espace plus ou moins homogène pour en dégager les tendances. Cette méthode a consisté à évaluer l'effet des modifications induites par l'exploitation industrielle sur l'évolution de la biodiversité végétale dans la FCD. Elle est basée sur la comparaison des relevés floristiques d'une assiette témoin et des assiettes exploitées à des dates

différentes. Selon Andel et Bergh (1987), la comparaison avec les conditions normales du système de gestion révèle une étape essentielle pour mesurer les effets d'une perturbation. Dans la présente étude, il s'agit de porter un diagnostic écologique sur l'état des assiettes échantillonnées afin de constituer l'information à la fois sur les milieux naturels, leurs niveaux de dégradation du fait des activités anthropiques auxquelles ils sont liés. Fournier et Sasson (1983) ont montré que, pour observer la succession végétale, on peut examiner en même temps un certain nombre de parcelles d'âge différent et connu, en supposant que les conditions écologiques initiales étaient semblables sur toutes ces parcelles. L'évolution peut être interprétée comme révélatrice du processus de modification.

- la méthode diachronique a été optée dans le cadre de cette étude du fait de l'absence de base de données référentielle portant sur la végétation de plusieurs années successives dans la FCD. Le principe de caractérisation de la dynamique du couvert forestier a reposé sur l'analyse des images anciennes (avant la réforme forestière (Landsat ETM; 1984) et après la réforme forestière (Landsat ETM; 2000) et récentes (après le classement de la FCD (Sentinel 2A)). Le but est de mettre en exergue les changements survenus au cours de ces différentes périodes sur le recouvrement de la végétation et ressortir ainsi les conséquences de l'exploitation sur le long terme.

II.2.2. Collecte des données géo-spatiales

La dynamique de l'occupation au sein de la FCD a été établie à partir des images satellitaires des capteurs de la série Landsat ETM (1984), ETM (2000) et Sentinel 2A de 2015 téléchargées en janvier 2020. Cette dernière est considérée comme année de référence. Ces images ont été choisies respectivement avant, pendant et après le classement/aménagement. Les images satellitaires Landsat ont été retenues pour leur caractère synoptique sur une vaste zone, leur disponibilité sur une longue période et la possibilité qu'elles offrent par rapport à l'échelle des documents à élaborer. De plus, la résolution spatiale de ces données (79-80 m pour MSS: Multi Spectral Scanner; 30 m pour TM: Thematic Mapper et ETM +: Enhanced Thematic Mapper plus) permet de caractériser des éléments paysagers au sol de 900 m² (Oszwald *et al.*, 2010). Cette résolution est suffisante pour identifier les structures paysagères homogènes propres à la zone d'étude. À ces images satellites se sont ajoutées les données cartographiques des FC du Cameroun. La figure 7 illustre la méthodologie adoptée dans le cadre de cette étude pour l'évolution spatio-temporelle de la couverture forestière.

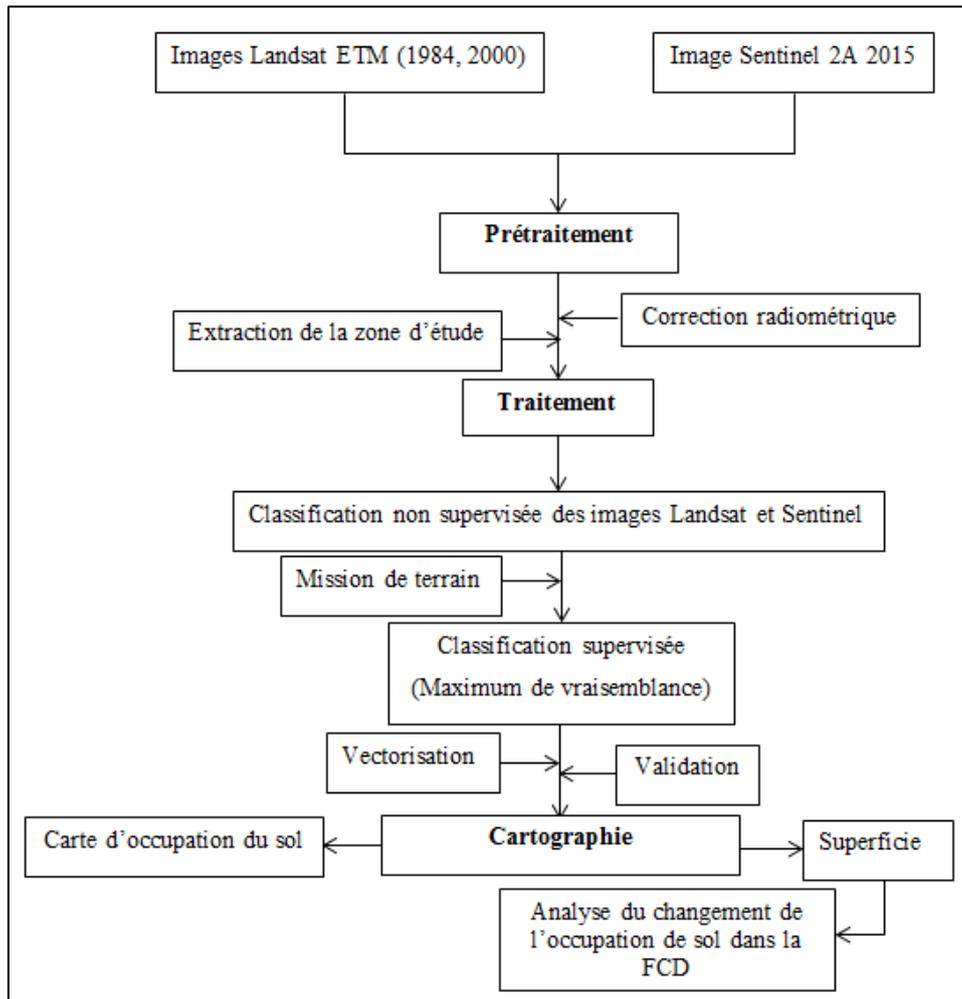


Fig. 7. Méthode de réalisation de la carte de la dynamique de l'occupation du sol.

II.2.3. Collete de données d'inventaire floristique

II.2.3.1. Dispositif d'échantillonnage

Les données ont été collectées dans les AAC6-3 non exploitées (témoin) et dans celles exploitées à différentes classes d'âges. En ce qui concerne les AAC exploitées, la collecte de données a été faite dans l'assiette 2005 (AAC1-5 = AAC1), dans l'assiette 2010 (AAC2-5 = AAC2), dans l'assiette 2015 (AAC3-5 = AAC3).

Un plan d'échantillonnage a été constitué de parcelle de 0,5 ha (250 m × 20 m), subdivisée en dix sous-parcelles de 25 m × 20 m pour des inventaires de tous les arbres de dhp ≥ 10 cm. Trois quadrats de 10 m × 10 m ont été installés en début (0 m), au milieu (125 m) et à la fin (250 m) de l'axe médiane de chaque parcelle pour des inventaires des individus de dhp compris entre 5 et 10 cm. A l'intérieur de chaque quadrat de 10 m x 10 m, un sous-quadrats de 5 m x 5 m a été installé pour le comptage des tiges de 1 ≤ dhp ≤ 5 cm (Fig. 8). Cette méthode a

été adaptée de celle utilisée par Tchienguée (2004) et Hakizimana *et al.* (2011). Les parcelles ont été disposées en enfilade et de 500 m d'équidistance le long d'un transect de 2,5 km. C'est une méthode utilisée lorsque la taille de la parcelle à échantillonner est grande car elle permet une meilleure ventilation du peuplement forestier (Lejoly *et al.*, 1996; Picard *et al.*, 2012). Au total, 8 parcelles de 0,5 ha ont été installées dans chaque assiette soit 80 sous-parcelles de 25 m × 20 m (4 ha) par assiette dans le cadre de cette étude.

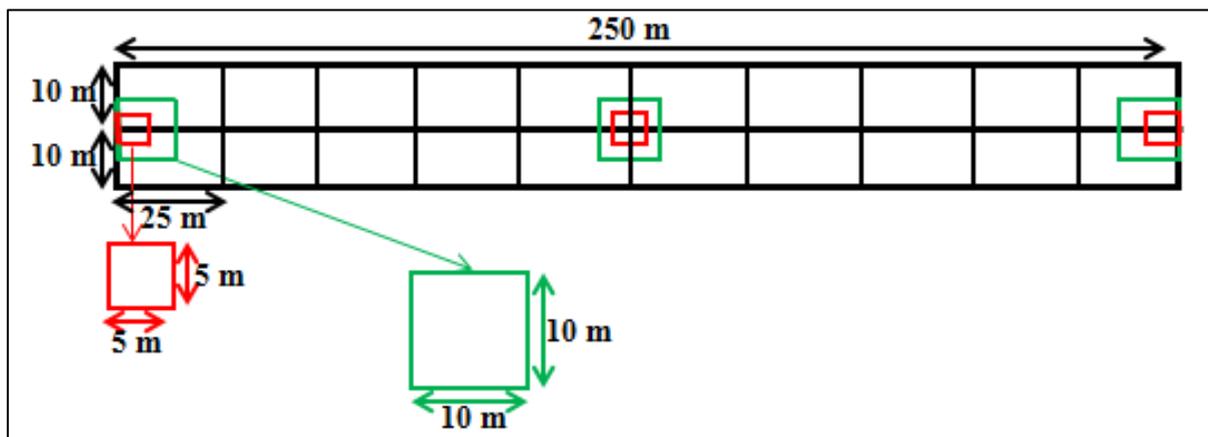


Fig. 8. Dispositif d'échantillonnage.

II.2.3.2. Méthode d'installation des parcelles

Selon Picard et Gourlet-Fleury (2008), les parcelles doivent être placées dans des conditions moyennes du point de vue de la densité des espèces. Brünig (1973) a montré que pour échantillonner la biomasse, les chercheurs doivent utiliser les parcelles pouvant couvrir 0,2 à 0,5 ha et procéder à une stratification selon le milieu et la composition spécifique. Les parcelles ont été placées de façon à ce qu'elles soient aussi homogènes (homogénéité floristique et physiologique) et représentatives que possible dans toutes les AAC. De ce fait, une classification non supervisée des images satellitaires du couvert végétal de la zone a été réalisée dans l'optique de ressortir les différents types d'occupation de sol (analyse des couleurs).

II.2.3.3. Mesure des paramètres dendrométriques des arbres

Pour chaque arbre identifié, les paramètres tels que: le diamètre, les noms scientifiques ou vernaculaires et/ou les noms commerciaux ont été notés. Tous les arbres ont été identifiés sur la base de leurs caractères discriminants en utilisant les flores et les clés d'identification. Pour limiter le risque des doubles comptages des individus ligneux dans les parcelles en forêt, tous les arbres ont été marqués à la peinture. Les coordonnées géographiques de chaque parcelle ont été relevées à l'aide du GPS. Des échantillons d'herbier des espèces non identifiées sur le

terrain ont été collectés, pressés, puis conservés dans de l'alcool 70°. Ces derniers ont été utilisés pour confirmer plus tard leur identification à l'Herbier National de Yaoundé. La nomenclature taxonomique adoptée est la classification botanique phylogénétique des angiospermes (APG IV).

Dans tous les inventaires forestiers, la mesure du diamètre est la plus commode, malgré les difficultés rencontrées quand il y a des contreforts. Toutes les autres mesures telles que la mesure des hauteurs et du diamètre du houppier sont laborieuses. Pour mettre en exergue la structure du couvert forestier et la structure de diamètre, le calcul du volume et l'estimation de la biomasse, la densité et la composition des ligneux dans chaque AAC, les mesures dendrométriques de tous les ligneux ont été réalisées.

Dans chaque parcelle et sous-parcelle, tous les arbres de diamètre du tronc à hauteur de poitrine (1,30 m du sol et 0,30 m au-dessus des défauts) pour les individus supérieurs à 10 cm et à 50 cm du sol pour les individus inférieurs à 10 cm (Zapfack, 2005; Hairiah *et al.*, 2011) ont été mesurés en utilisant un dhp-mètre (Fig. 9).



Fig. 9. Mesures des diamètres des arbres (a) à 1,30 m et (b) à 50 cm du sol.

II.2.3.4. Collecte des données d'estimation de la biomasse des bois morts

La méthode des points d'intersection a été utilisée pour évaluer la biomasse du bois morts couchés au sol (Brown, 2005; Pearson et Brown, 2005). Elle a consisté à ouvrir des lignes horizontales de 50 m le long du transect à l'aide d'un pentadécamètre. Les diamètres des deux extrémités de tous les bois morts identifiés aux points de rencontre de la ligne ont été mesurés. Chaque bois morts ou débris a été affecté à l'une des classes à savoir: saine; intermédiaire;

pourri selon les conditions de l'aubier (Walker *et al.*, 2012). Un morceau de bois mort était mesuré si et seulement si: (1) plus de 50 % du bois mort était au-dessus du sol et (2) la ligne d'échantillonnage traversait au moins 50 % du diamètre du morceau de bois mort tombé (Walker *et al.*, op.cit.).

Pour estimer la biomasse des bois morts sur pied, tous les arbres morts debout dans les parcelles ont fait l'objet de différentes mesures (diamètre). Pour chaque bois mort sur pied identifié, les paramètres tels que la hauteur et l'état de décomposition ont été enregistrés. L'état de décomposition était réparti en quatre catégories à savoir: (1) arbres avec branches et rameaux ressemblant à un arbre vivant; (2) arbres sans rameaux avec des grandes et petites branches; (3) arbres avec des grandes branches seulement; (4) tronc seulement sans branches (Walker *et al.*, op.cit.).

II.2.3.5. Estimation de la biomasse aérienne

II.2.3.6.1. Choix de la méthode

Selon Gibbs *et al.* (2007), il n'existe pas une méthode pour estimer les stocks de biomasse, mais plusieurs selon l'échelle considérée. Dans le cadre de cette étude, la biomasse est évaluée à partir de la méthode non destructive ou indirecte basée sur les équations de régression. Elle s'appuie sur les équations allométriques pour estimer la biomasse dans un écosystème. Pour quantifier les stocks de carbone présents en forêt, différents compartiments sont généralement distingués: biomasse aérienne, biomasse souterraine, sol, litière et bois mort. La mesure du carbone dans le sol est difficile à appréhender car elle nécessite un échantillonnage et une analyse du taux de carbone des prélèvements. Néanmoins, il n'existe pas de modèle permettant d'évaluer l'évolution des stocks de carbone du sol. Lecocq *et al.* (2007) montrent que l'impact du mode de gestion sur les stocks de carbone du sol est toujours faible et le plus souvent non significatif. La quantité de carbone dans le compartiment sol est donc considérée comme constante sur un site donné. Dans le cadre de cette étude, seules la biomasse aérienne, la biomasse souterraine et la biomasse morte (bois mort) ont été étudiées.

Toutefois, les méthodes d'estimation de la biomasse à l'échelle du paysage et au-delà reposent sur des mesures de terrain, à une échelle comprise entre le paysage et la parcelle. Dans cette gamme d'échelle, les estimations de la biomasse reposent sur des données d'inventaire forestier: inventaire d'un échantillon d'arbres si la surface est grande, ou inventaire en plein dans le cas contraire (en particulier dans les parcelles permanentes de quelques hectares) (Picard *et al.*, 2012). Ces auteurs rapportent également que, la quantité de biomasse est estimée en

multipliant la superficie de chaque biome par la quantité de biomasse moyenne par unité de surface pour ce biome. Les quantités moyennes par biome sont elles-mêmes estimées à partir de mesures faites à une échelle plus restreinte.

II.2.4. Analyse des données

II.2.4.1. Évaluation de la dynamique spatio-temporelle du couvert végétal

II.2.4.1.1. Prétraitement des images satellitaires

Le prétraitement d'image a permis d'augmenter la lisibilité des données, de faciliter leur interprétation et une meilleure extraction de l'information. Ces opérations préliminaires ont été appliquées au travers des améliorations radiométriques et des recalages géographiques effectués après l'étalement linéaire des histogrammes de chaque bande spectrale pour améliorer le contraste. Ces opérations de correction, des distorsions géométrique et/ou radiométriques des images satellitaires ont assuré une bonne qualité des images en vue de leur meilleure utilisation;

II.2.4.1.2. Traitement des images

Le traitement des images satellitaires a été effectué en plusieurs étapes:

- le contrôle terrain: la mission terrain menée avait pour but de reconnaître, de définir les éléments paysagers du site d'étude et d'effectuer des relevés de points GPS représentatifs de chaque classe d'occupation du sol précédemment définies. Les données ainsi obtenues ont permis la compréhension des données satellitaires, puis des points de vérité terrain pour la validation de la classification la plus récente (2015);
- la classification non supervisée/ la composition colorée: cette procédure a consisté à classer les données d'images numériques par traitement informatique. Le traitement informatique est basé uniquement sur les statistiques d'images sans recours à des échantillons d'entraînement. Afin d'extraire les sites d'étude, une composition colorée a été réalisée à la suite de plusieurs combinaisons. La composition colorée des bandes 4-5-7 a été choisi pour les images satellites Landsat (TM et ETM+) et les bandes 4-3-2 pour l'image Sentinel 2A (Mama *et al.*, 2013). Á la suite de cette opération, des sites d'entraînement ont été choisis en fonction de leur répartition spatiale et sur la connaissance du site d'étude.
- la classification supervisée: elle est utilisée pour l'identification des zones « spectralement similaire » d'une image. Elle a consisté à attribuer chaque groupe de

pixels la classe la plus plausible en fonction de la ressemblance spectrale entre les pixels et la signature des classes. L'algorithme « maximum de vraisemblance » a été utilisé afin de déterminer la signature numérique de chacune des classes. Cette étape est très satisfaisante mathématiquement car les pixels sont classés selon une méthode probabiliste. Cette méthode considère que toutes les classes ont une probabilité *a priori* identique (Ghilardi *et al.*, 2016). Toutefois, la précision de la classification a été évaluée par projection sur les images classées des points GPS contenant des informations exactes des sites échantillonnés.

- la détection du changement entre les différentes dates (1984 et 2000, 2000 et 2015): ce procédé a permis de déceler les changements d'occupation du sol. Selon Girard et Girard (1999), il n'est pas toujours évident d'affecter un pixel à une classe donnée, ni d'associer sur le terrain une classe précise à un relevé, d'où la nécessité d'évaluer dans l'ensemble, l'efficacité de la classification. La définition de la qualité de classification a été faite suivant deux approches:
 - la matrice de confusion: ici, la précision d'une classification correspond aux pourcentages des pixels bien classés traduite par les valeurs sur la diagonale. Ces matrices permettent de juger de la pertinence de l'algorithme de classification (Omari, 2005);
 - le coefficient de Kappa désigne une valeur légèrement inférieure à la précision totale. Dos Santos (2001) montre que ce dernier exprime les taux d'erreurs à éviter et qui seraient obtenues lors de l'échantillonnage qui doit être complètement fait au hasard. La valeur critique au-delà de laquelle une classification est jugée acceptable est 75 % (Girard et Girard, 1999; Caloz et Collet, 2001). L'indice de Kappa est donné par la formule suivante:

$$\text{Kappa} = \frac{P_0 - P_c}{P_p - P_c}$$

Avec P_0 : proportion correcte observée; P_c : proportion correcte exceptée au hasard et P_p : proportion correcte lorsque la classification est parfaite.

II.2.4.1.3. Analyse de l'occupation et de l'utilisation du sol dans la FCD

L'analyse quantitative réalisée fournit des changements issus de la comparaison entre les pixels des classifications entre deux dates (Girard et Girard, 1999).

Les couches d'information découlant de la classification supervisée et les données vectorielles ont été créées dans le logiciel Erdas Imagine, puis ramenées dans le logiciel ArcGIS 10.2.2 pour les estimations/vérifications de superficies.

II.2.4.1.4. Calcul du taux moyen annuel d'expansion spatial et du taux de changement global

Le taux moyen annuel d'expansion spatiale exprime la proportion de chaque unité d'occupation des terres qui change annuellement (Toko, 2014). Les formules mathématiques sont les suivantes:

(1) Taux annuel d'expansion

$$Te = \frac{\ln(S_2) - \ln(S_1)}{(t_2 - t_1) \times \ln(e)} \times 100$$

Avec S_1 : superficie d'une unité d'occupation des terres à la date t_1 ; S_2 : superficie de la même occupation des terres à la date t_2 ; $(t_2 - t_1)$: différence d'années entre t_1 et t_2 ; \ln : logarithme népérien; e : base des logarithmes népériens ($e=2,71828$).

(2) Taux de changement global (Ghilardi *et al.*, 2016)

$$Tg = \frac{S_2 - S_1}{S_1} \times 100$$

Avec S_1 : superficie d'une unité d'occupation des terres à la date t_1 ; S_2 : superficie de la même occupation des terres à la date t_2 .

II.2.4.1.5. Calcul du taux de conversion

Le taux de conversion d'une unité d'occupation des terres désigne le degré de transformation subie par cette classe en se convertissant vers d'autres unités d'occupation. Il s'obtient à partir d'une matrice de transition (Oszwald *et al.* 2010; Issiako et Arouna, 2018). La formule mathématique est la suivante:

$$Tc = \frac{S_{it} - S_{is}}{S_{it}} \times 100$$

Avec S_{it} : superficie de l'unité d'occupation des terres i à la date initiale t ; S_{is} : superficie de la même unité demeurée stable à la date t_1 .

II.2.4.1.6. Calcul de la vitesse d'évolution des unités d'occupation des terres

La vitesse de variation des unités d'occupation des terres identifiées a été calculée suivant la formule (Ghilardi *et al.*, 2016; Zakari *et al.*, 2018):

$$\Delta_s = \frac{S_{p2} - S_{p1}}{t_2 - t_1}$$

Avec Δs : vitesse de variation (progression ou régression en ha/an); S_{P1} : superficie occupée par l'unité d'occupation des terres considérée au cours de l'année 1 (ha); S_{P2} : superficie occupée par l'unité d'occupation des terres considérée au cours de l'année 2 (ha); t_1 : année 1; t_2 : année 2.

II.2.4.1.7. Calcul du taux de déforestation

Le taux de déforestation représente la fraction de la forêt transformée par d'autres types d'occupation des terres autres que la forêt. Il a été calculé par la formule proposée par Zakari *et al.* (2018) et ajusté dans le cadre de cette analyse. Son équation mathématique est la suivante:

$$R = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right) \times 100$$

Avec R: taux de déforestation; A_1 et A_2 représente la somme de la part des unités d'occupation des terres de deux années; ln: logarithme népérien; t_1 : année 1; t_2 : année 2.

II.2.4.1.8. Calcul du taux annuel de dégradation (TAD)

Le taux de dégradation représente la fraction de la forêt perturbée à un moment donné. Il a été évalué à partir de la formule élaborée par Kamungandu (2009).

$$TAD = \frac{\frac{S_2}{S_1}}{t} \times 100$$

Avec S_1 : superficie initiale de la forêt; S_2 : superficie de la forêt perdue; TAD: taux annuel moyen de dégradation (%); t: nombre d'années entre deux dates.

II.2.4.1.9. Stratification des classes d'occupation

Les normes de stratification forestière élaborée en 2016 en République Démocratique du Congo (Anonyme 32, 2016) et les normes d'inventaire d'aménagement et de préinvestissement du Cameroun (Anonyme 33, 1991) ont servi de base pour identifier les différentes unités d'occupation dans le présent travail.

II.2.4.2. Caractérisation de la diversité floristique

II.2.4.2.1. Composition floristique et richesse spécifique

Pour l'étude de la composition floristique, une liste des espèces ligneuses inventoriées dans chaque parcelle a été dressée. Pour chaque AAC, le nombre d'espèces, de genres et de familles a été établi, de même que le calcul des indices de diversité.

La richesse spécifique représente le nombre d'espèce rencontrée dans une surface donnée pour un nombre d'individus donnés. Elle est réalisée pour illustrer la variation de diversité avec la zone considérée. Elle rend compte du nombre de taxons inventoriés dans les parcelles inventoriées (Daget *et al.*, 2010). Une richesse spécifique peut s'exprimer en richesse totale ou en richesse moyenne. La richesse totale correspond au nombre d'espèces totales présent dans un biotope ou dans une station donnée alors que la richesse moyenne correspond au nombre moyen d'espèces présentes dans les échantillons d'un peuplement étudié (Daurbay, 2007).

II.2.4.2.1.1. Indice de diversité

De nombreux indices de diversité existent (Gosselin et Laroussinie, 2004), ils sont basés sur les calculs assez complexes. Selon Ramade (1994), les indices de diversité sont fréquemment utilisés en écologie car ils constituent les paramètres de caractérisation d'un peuplement. Dans le cadre de cette étude, ceux qui sont plus exploités (Picard *et al.*, 2012) ont été utilisés pour comprendre la diversité floristique dans les parcelles.

II.2.4.2.1.2. Indice de diversité de Shannon (Shannon, 1949)

Ramade (1994), précise que l'indice de diversité de Shannon convient bien à l'étude comparative des peuplements, parce qu'il est relativement indépendant de la taille de l'échantillon. Cette diversité s'exprime au sein d'une espèce. Elle mesure la diversité structurelle ou informationnelle (Kolasa et Rollo, 1991). Cet indice permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'un milieu d'étude et donc d'observer une évolution au cours du temps (Manfo *et al.*, 2015). Il mesure la composition en espèce d'un peuplement en combinant l'abondance relative des espèces et la richesse spécifique. Dans la présente étude, cet indice représente la somme des informations données par la fréquence des diverses espèces le long des différentes parcelles échantillonnées. A nombre égal d'espèces, un peuplement est plus diversifié si les espèces qui le composent y ont des effectifs plus voisins. Il varie entre 1 et 4,5 par pour les relevés de faible taille (Riera et Alexandre, 2004). La formule mathématique est:

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \text{ (Shannon, 1949)}$$

Où H' est l'indice de Shannon; n_i le nombre d'individus d'une espèce i ; N le nombre total d'individus de toutes les espèces.

II.2.4.2.1.3. Indice de diversité de Simpson

Malgré l'utilisation répandue de l'indice de diversité de Shannon, certaines matrices sont inadaptées quant à la manière de quantifier et de sous-estimer l'information dans le cas de nombreuses espèces rares (Chao et Shen, 2003; Magurran, 2004). Il est donc nécessaire de cumuler les différents indices de mesure de la végétation (Scoupe, 2011). Cet indice permet de mesurer la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Sa formule mathématique est:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Avec p_i : le nombre d'individus de l'espèce i ; S : le nombre total d'individus de toutes les espèces.

D varie de 0 à 1. Plus la valeur de D est élevée, plus le milieu à caractériser est hétérogène et la diversité est grande.

II.2.4.2.1.4. Indice d'équitabilité de Pielou

L'indice d'équitabilité de Pielou correspond au rapport entre la diversité obtenue et la diversité maximale pouvant être obtenue. Il permet d'apprécier la distribution homogène ou disparate des espèces dans les différents relevés. La régularité d'un échantillon est le rapport de sa diversité à la diversité maximale pouvant être obtenue avec le même nombre de taxons (Nashimba, 2005). De ce fait, cet indice exprime les variations intra-communautaires (Legendre et Legendre, 1984; Pielou, 1966). Lorsque l'indice est faible, un phénomène de dominance est révélé, alors que, quand il est élevé, il marque une répartition régulière des individus entre les espèces. La formule mathématique est la suivante:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Où E est l'indice d'équitabilité de Pielou; S le nombre total d'espèces d'une assiette; H' est l'indice de Shannon.

L'indice d'équitabilité de Pielou est compris entre 0 et 1. E tend vers 0 lorsque la quasi-totalité des individus appartiennent à une seule espèce et prend la valeur 1 lorsque toutes les espèces ont exactement le même recouvrement.

II.2.4.2.1.5. Coefficient de similarité de Sørensen

Le coefficient de similarité de Sørensen (K_s) exprime le degré de ressemblance entre les différentes assiettes sur le plan floristique. C'est un indice qui permet de comparer deux à deux la liste floristique des assiettes afin de déterminer une ressemblance ou une dissemblance

(Ouattara *et al.*, 2018). Ce coefficient dénote le pourcentage d'espèces communes entre deux peuplements; une valeur de $K_s > 50 \%$ permet de conclure que les peuplements comparés appartiennent à une même communauté végétale. La formule de Sørensen (1948) a été adoptée dans le cas de la présente étude. La valeur s'obtient par la formule suivante:

$$K_s = \frac{2C}{A+B} \times 100$$

Où K_s est le coefficient de similitude de Sørensen; A, le nombre d'espèces d'une liste appartenant à une parcelle; B, le nombre d'espèces d'une liste appartenant à une parcelle; C, le nombre total d'espèces communes aux deux parcelles que l'on veut comparer.

II.2.4.2.1.6. Indice de Fisher-alpha

L'indice de Fisher-alpha est facile à calculer car il ne nécessite que le nombre d'individus dans la communauté dont on cherche à évaluer. Il prend en compte les espèces rares et est stable en fonction du nombre d'individus. Il s'exprime par la formule suivante:

$$S = \alpha \ln(1+N/\alpha)$$

Où S: richesse spécifique, N: nombre d'individus; α : indice de Fisher-alpha.

II.2.4.2.1.7. Coefficient générique

Le coefficient générique désigne le rapport du nombre d'espèces sur le nombre de genre. Une flore est diversifiée lorsqu'elle renferme moins de grands genres plurispécifiques (Aké-Assi, 1984). Ce paramètre a permis de ressortir la diversité de différents genres au sein des différentes espèces et leur degré de prépondérance.

$$CG = \frac{\text{Nombre de genre}}{\text{Nombre d'espèce}} \times 100$$

Le coefficient générique ne renseigne pas sur la répartition des espèces entre les différents genres et différentes familles. Ainsi, l'analyse du spectre de famille est donc inhérente, puisqu'il permet d'apprécier le degré de diversité des différentes familles représentées dans un peuplement.

II.2.4.2.1.8. Indice de Régénération

Les capacités de régénération naturelle des espèces sont appréciées par le calcul de l'indice de régénération (IR). L'IR est donné par le rapport en pourcentage de l'effectif total des individus de diamètre inférieur à 10 cm ($d_{hp} < 10 \text{ cm}$) sur l'effectif total des individus (Hakizimana *et al.*, 2011). Si l'IR est supérieur ou égal à 75 %, le milieu est équilibré; ce qui implique une bonne régénération naturelle (Puig, 2001). Si la valeur de cet indice est inférieure à 50 %, la population d'individus juvéniles est déficitaire ou les possibilités de régénération du milieu sont faibles. La formule mathématique est la suivante:

$$IR = \frac{\text{Nombre d'individus de diamètre inférieur à 10 cm}}{\text{Nombre total d'individus}} \times 100$$

II.2.4.2.1.9. Indice de Valeur d'Importance et Indice de Valeur Familiale

L'importance des espèces et des familles a été évaluée à partir de l'Importance Value Index (IVI) et de l'Indice de Family Importance Index (FIV). L'analyse a consisté à la détermination des paramètres tels que la fréquence relative, la dominance relative et la densité relative. Cela a permis de voir d'une part, l'état des peuplements d'avenir et d'autre part, l'importance relative des différentes espèces et familles présentes dans les assiettes. L'IVI de Cottam et Curtis (1959) a été appliqué dans le cadre de cette étude. Il se calcule de la manière suivante:

$$IVI = FR + DoR + DeR$$

Où FR, DoR et DeR désignent respectivement la fréquence relative, la dominance relative et la densité relative de chaque espèce.

- Fréquence relative (FR). Selon Reitsma (1989), la fréquence d'une espèce correspond au nombre d'unités d'échantillonnage contenant cette espèce. Elle s'exprime en pourcentage.

$$FR = \frac{f}{F} \times 100$$

Où f est le nombre d'occurrence de l'espèce i; F est la somme des occurrences de toutes les espèces.

- Dominance relative. Elle est obtenue à partir de la connaissance de la surface terrière. Elle tient compte de la taille des individus pour mettre en évidence les taxons qui occupent une grande surface dans la forêt. Elle se calcule par la proportion de la surface terrière d'une espèce ou d'une famille par rapport à la surface terrière globale et s'exprime en pourcentage.

$$DoR = \frac{S_T}{S} \times 100$$

Où S_T est la surface terrière d'une espèce; S est la surface terrière totale de toutes les espèces.

- Densité relative: Elle représente le nombre de tiges d'une espèce (ou famille), ramené au nombre de tiges total et multiplié par 100.

$$DeR = \frac{\text{Nombre de tiges de l'espèce}}{\text{Nombre total d'individus de l'échantillon}} \times 100$$

II.2.4.2.2. Caractéristiques descriptives de la végétation

La délimitation des strates est faite sur la base du diamètre maximal atteint (Tableau II) et en s'inspirant de l'échelle de grandeur de Letouzey (1985). Ce paramètre exprime une réponse aux perturbations et également la capacité des plantes à occuper l'espace avec le temps (Ngueguim, 2014). La physionomie de la végétation est imposée par la prédominance d'une ou de plusieurs espèces et résulte de la forme biologique de ces espèces dominantes (arbres, arbustes).

Tableau II. Stratification des forêts selon Letouzey (1985). Ø: diamètre.

Grand arbre	Ø > 70 cm	Strate supérieure
Arbre moyen	Ø ∈ [30 - 70[cm	Strate moyenne
Petit arbre	Ø ∈ [20 - 30[cm	
Grand arbuste	Ø ∈ [10 - 20[cm	Strate arbustive
Arbuste moyen	Ø < 10 cm et taille > 2 m	
Petit arbuste	taille comprise entre 1 et 2 m	

II.2.4.2.3. Traits fonctionnels des écosystèmes

Les paramètres fonctionnels des espèces d'un écosystème reflètent leur réponse aux perturbations du milieu (Palla, 2011). Les types fonctionnels sont définis sur la base de deux critères, à savoir le potentiel de dissémination à grande distance, lié à la dynamique à long terme et le type de microhabitat colonisable lié à la notion de tempérament (Senterre, 2005). Dans le cadre de l'étude de la dynamique des formations végétales, la connaissance des paramètres floristiques et la biologie des espèces apportent des informations complémentaires à celles fournies par l'analyse des paramètres structuraux (Ngueguim, 2014).

II.2.4.2.3.1. Spectre phytogéographique des espèces

La phytogéographie des espèces inventoriées permet de déterminer la position géographique des espèces au sein du paysage forestier. L'Afrique Centrale a été répartie en plusieurs subdivisions qui renseignent sur la distribution phytogéographique des espèces (White, 1986). Cette subdivision chronologique a été complétée par Lejoly (1996) pour le sous-centre Bas-Guinéen. Cette classification subdivise les espèces en quatre catégories:

- les espèces à très large distribution qui sont répandues dans plusieurs parties du monde:
 - Pantropicales (Pant), espèces répandues en Afrique, Amérique, Asie tropicale et en Australie;

- Afro-Américaines (AA), espèces répandues en Afrique et en Amérique tropicale;
- Paléotropicales (Pal), espèces rencontrées en Afrique et en Asie tropicale ainsi qu'à Madagascar et en Australie;
- Cosmopolites (Cos), espèces répandues dans tout le monde entier, aussi bien dans les zones tempérées que tropicales;
- les espèces africaines à large distribution autres que les espèces régionales. Elles existent dans les régions phytogéographiques du continent. Ce sont les espèces:
 - Afro-tropicales (At), existants dans toute l'Afrique tropicale;
 - Afro-Malgaches (AM), espèces distribuées en Afrique continentale, à Madagascar et aux îles voisines;
- les espèces du centre régional d'endémisme guinéo-congolais:
 - Bas-Guinéennes (BG), espèces cantonnées dans le domaine bas-guinéen;
 - Bas-Guinéo-Congolaises (BGC), répandues dans les sous-centres bas-guinéen et congolais; distribuées du Sud du Nigéria en République Démocratique du Congo (RDC);
 - Bas-Guinéo-Cot (BG Cot), distribuées le long du littoral bas-guinéen, dans le secteur du bassin sédimentaire côtier;
 - Guinéennes (G), présentes dans les domaines de la Haute et de la Basse Guinée;
 - Guinéennes Côtières (G Cot), distribuées le long du littoral du golfe de Guinée;
 - Endémique-Camerounaises (EC), espèces rencontrées exclusivement au Cameroun;
 - Omni-Guinéo-Congolaises (GC), observées dans toute la région guinéo-congolaise ou encore espèces pluridomaniales;
- les espèces de transition régionale: espèces dont l'aire de distribution couvre deux ou plusieurs régions floristiques africaines et qui sont trop largement répandues ou trop abondantes par endroits pour être considérées comme des sub-endémiques. Ces espèces regroupent:
 - Bas-Guinéo-Zambériennes (BG-Z), distribuées dans le domaine bas-guinéen et dans la région zambérienne;
 - Congolo-Zambériennes (C-Z), répandues dans le domaine congolais et dans la région zambérienne;
 - Guinéo-Congolaises-Soudaniennes (GC-S), espèces rencontrées dans la zone de transition guinéo-congolaise-soudaniennes;

- Guinéo-congolaise-zambériennes (GC-Z), espèces présentes dans la zone de transition Guinéo-congolaise-zambérienne.

II.2.4.2.3.2. Types de diaspores et modes de dissémination

Dans l'étude de la régénération des formations forestières, les types de diaspores sont d'une importance capitale. Les types des diaspores sont réalisés selon la classification de Doucet (2003) en fonction de la morphologie. Le mode de dissémination est reconnu selon la caractéristique morphologique que les espèces ont développée pour disperser les graines. Les données de dissémination montrent l'aptitude des plantes à se disperser dans la forêt et leur potentiel à coloniser de nouveaux milieux. Ces groupes de diaspores sont:

- les espèces autochores, dont la dissémination des graines se fait par enfouissement ou par enroulement, elles sont réparties en cinq catégories:
 - les barochores, elles ne développent pas de caractéristiques particulières. Ces espèces se caractérisent principalement par leur masse. Il est à noter que toutes les espèces peuvent être considérées comme des barochores;
 - les sclérochores, diaspores minuscules, légères, sans caractères particuliers et dont la masse est inférieure à un gramme;
 - les ballochores, diaspores expulsées par la plante elle-même;
- les espèces hétérochores, qui se caractérisent par des diaspores avec appendices ou extrêmement légères ou enveloppées de couche charnue. On peut citer:
 - les pogonochores, diaspores avec appendices plumeux, soyeux ou des aigrettes;
 - les ptérochores, diaspores à appendices aliformes;
 - les acanthocores, diaspores épineuses, avec des crochets ou poilues;
 - les sporochores, diaspores minuscules;
 - les cyclochores, diaspores composées d'organes accessoires formant une masse sphérique volumineuse;
 - les saccochores, diaspores contenues dans une enveloppe lâche;
 - les ascochores, diaspores de faible densité;
 - les ixochores, diaspores glanduleuses, visqueuses;
 - les sarcochores, diaspores avec une enveloppe tendre et charnue.

A ces types de diaspores est ajoutée une catégorie supplémentaire (Dansereau et Lems, 1957):

- les pléochores, diaspores munies d'un dispositif de flottaison;
- les desmochores, diaspores adhésives, épineuses ou accrochantes, hérissées.

Les modes de dissémination ont été identifiés selon l'attribut morphologique développé par les espèces pour disperser les graines (Dansereau et Lems, 1957). Les catégories suivantes ont été reconnues dans cette étude:

- l'anémochorie, désigne le mode de dissémination réalisé grâce au vent (ptérochore, pogonochore, sclérochore et sporochoire);
- la zoochorie, désigne un mode de dissémination réalisé par les animaux. On distingue:
 - l'épizoochorie, c'est le transport non actif et non intentionnel par l'animal (sarcochore et acanthochore);
 - l'endozoochorie, désigne le mode de dissémination après ingestion des diaspores par les animaux (sarcochore et acanthochore);
- l'autochorie, désigne l'auto-dispersion des diaspores par la plante mère. La plante possède un mécanisme physiologique de déhiscence pour expulser les diaspores (Alumbongo, 1982) (ballochore et barochore);
- l'hydrochorie est la dissémination des diaspores par l'eau (pléochore).

II.2.5.2.3.3. Tempéraments des espèces

Selon Oldeman et Van Dijk (1991), le tempérament désigne l'ensemble des caractéristiques de croissance et de développement d'un arbre dans une éco-unité forestière. Pour les espèces arborées, les microhabitats colonisables se définissent par rapport à la dynamique de renouvellement du couvert (Oldeman, 1990). Selon Mangenot (1955), on en distingue quatre types:

- les espèces à tempérament sédentaire ou espèces climaciques: espèces à longue durée de vie, constitutives du stade climacique;
- les espèces à tempérament cicatricielle durable ou espèces secondaires tardives: espèces à longue durée de vie contribuant à la fermeture du couvert végétal;
- les espèces à tempérament cicatricielle éphémère: espèces colonisatrices participant à la reconstitution verticale;
- les espèces à tempérament pionnière: espèces colonisatrices des chablis à courte durée de vie.

II.2.4.2.3.4. Types biologiques

Ce trait fonctionnel illustre la durée de développement des plantes. Il exprime une réponse aux perturbations et également la capacité des plantes à occuper l'espace avec le temps

(Tchiengue, 2004; Ngueguim, 2014). Les types biologiques ont été réalisés pour décrire la structure verticale et la physionomie des formations végétales. Le profil vertical renseigne alors sur la hauteur du peuplement, son degré de fermeture, la densité, l'étalement des couronnes, l'étagement de la végétation depuis le sol jusqu'à la canopée (Solefack *et al.*, 2018). Les types biologiques des espèces ont été définis selon la classification de Daget *et al.* (2010). Elle est répartie en deux principaux groupes:

- Phanérophytes (Ph), pour lesquels les bourgeons végétatifs sont situés à l'extrémité de tiges ligneuses assez loin du sol; selon la hauteur, on distingue:
 - les mégaphanérophytes (Mgph) dont les tiges ligneuses dépassent 32 mètres;
 - les macrophanérophytes (Mph), avec tiges ligneuses de 16 à 32 mètres;
 - les mésophanérophytes (Msph), dont tiges ligneuses de 8 à 16 mètres;
 - les microphanérophytes (Mcp), avec tiges ligneuses de 2 à 8 mètres;
 - les nanophanérophytes (Nph), dont tiges ligneuses de 0,5 à 2 mètres.

Chamaephytes (Ch), dont les tiges ligneuses sont inférieures à 0,5 m.

II.2.4.2.5. Paramètres structuraux

La structure désigne la disposition ou l'arrangement d'arbres ou d'espèces qui peuvent être décrits par certains modèles mathématiques (Fournier et Sasson, 1983). Elle désigne également toute disposition permanente ou en évolution, générale, non anarchique, d'une population dans laquelle on décèle une organisation si peu marquée soit-elle et pouvant être décrite par un modèle mathématique, une loi statistique de distribution, une classification, un paramètre caractéristique ou un dessin à l'échelle comme dans les flores illustrées.

La détermination de la structure diamétrique est faite à partir du calcul des paramètres suivants:

- la densité moyenne des tiges. Elle désigne la valeur moyenne du nombre total d'individus par unité de surface. Elle se calcule par la formule suivante:

$$D = \frac{N}{S}; \text{ avec}$$

N = nombre total d'individus dans une placette d'échantillonnage;

S = superficie de la placette d'échantillonnage (ha).

La classification définie par Daget *et al.* (2010) a permis de déterminer les types de formations des différentes espèces (tableau II).

- la surface terrière moyenne (ST) d'un arbre est la surface de la section transversale de cet arbre à 1,30 m au-dessus du sol et à 0,30 au-dessus des contreforts pour les espèces les possédant. C'est la surface occupée par un arbre à l'hectare. Ce paramètre est

caractéristique de la stabilité d'un milieu donné. Il permet d'apprécier la stabilité des parcelles en particulier et de la FC en générale. La formule appliquée est la suivante:

$$ST = \frac{\pi D^2}{4}; \text{ avec } \pi = 22/7 \text{ (Sonké, 2004); } D = \text{Diamètre de l'arbre (cm).}$$

- la distribution par classe de diamètre correspond à la répartition des arbres par classe de diamètre en fonction de la densité moyenne des tiges. Les arbres inventoriés sur les parcelles sont groupés en classes de diamètre d'amplitude 10 pour réaliser la structure diamétrique.
- le volume sur pied des espèces commercialisables sera estimé suivant les formules:
 - formule 1: $V = a + bD^2$;
 - formule 2: $V = a + bD + cD^2$;
 - formule 3: $V = aD^b$.

Où V est le volume en m^3 ; D , le diamètre moyen en cm; a , b , c , les coefficients établis en fonction de chaque zone et de chaque espèce.

II.2.4.2.6 Statuts de conservation

Pour produire une liste de statut de conservation d'espèces de grande valeur ayant un statut de conservation de l'UICN, la recherche a été effectuée en utilisant les flores et les monographies existantes telles que Onana (2011 et 2013) et les catégories de la liste rouge de l'UICN.

II.2.4.3. Estimation de la biomasse

II.2.4.3.1. Choix de l'équation allométrique

La biomasse aérienne a été estimée à partir de la méthode non-destructive. L'évaluation de la biomasse des individus de diamètre supérieur à 10 cm a été réalisée grâce à l'équation allométrique de Chave *et al.* (2014) et Fayolle *et al.*, 2018. Les formules mathématiques sont les suivantes:

$$BA = e^{(-1.803 - 0.976E + 0.976 \ln(\rho) + 2.6731 \ln(D) - 0.0299(\ln(D))^2)} \quad (\text{Chave } et \text{ al. } 2014)$$

Avec BA: Biomasse épigée en Kg; D: Diamètre (cm); ρ : densité spécifique d'une espèce exprimée en g/cm^3 ; E: indice climatique. Cette équation prend en compte le diamètre de l'arbre, la densité du bois et l'indice climatique comme prédicteur de la biomasse épigée.

$$e^{(a + bx \log(\rho) + cx \log(D) + dx(\log(D))^2 + exE)} \quad (\text{Fayolle } et \text{ al.}, 2018)$$

Avec BA: Biomasse épigée en Kg; D: Diamètre (cm); ρ : densité spécifique d'une espèce exprimée en g/cm^3 ; E: indice climatique; a , b , c et d sont des estimations du coefficient ($a = -$

2,3027; b = 1,1599; c = 3,0484; d = -0,0807; e = 0,3197).

La biomasse des individus de $5 < dhp < 10$ cm a été estimée à partir de l'équation allométrique de Chave *et al.* (2014). L'équation est la suivante:

$$BA = e^{(-1.803 - 0.976E + 0.976 \ln(\rho) + 2.6731 \ln(D) - 0.0299(\ln(D))^2)}$$

Avec BA: Biomasse épigée en Kg; D: Diamètre (cm); ρ : densité spécifique d'une espèce exprimée en g/cm^3 ; E: indice climatique.

La biomasse des individus inférieurs à 5 cm a été évaluée en utilisant l'équation développée par Ntomen (2020). La formule est:

$$BA = \text{Exp}(-2,145 + 2,451 \times \ln(D) + 1,120 \times \ln(WD) \times CF)$$

Avec D: diamètre (cm); WD: densité spécifique d'une espèce; CF: facteur d'expansion (CF = 0,09).

Les valeurs de densité du bois des arbres échantillonnés ont été obtenues de la littérature. Pour les espèces ayant plusieurs densités venant de différents auteurs pour un même écosystème, la densité moyenne est considérée. Pour les espèces dont il n'existe pas une littérature disponible sur la densité, la valeur par défaut ($\rho_{\text{défaut}} = 0,58 \text{ g/cm}^3$) pour les forêts tropicales d'Afrique, a été utilisée (Reyes *et al.*, 1992; Brown, 1997).

II.2.4.3.2. Biomasse souterraine

La biomasse racinaire a été estimée à partir de l'équation de Fayolle *et al.* (2013). L'équation mathématique est:

$$BS = \text{Exp}(-2,331 + 2,596 \times \ln(D))$$

D: diamètre (cm); BS: Biomasse souterraine.

II.2.4.3.3. Bois morts sur pied (snags)

La biomasse des bois morts sur pied a été calculée grâce à l'équation allométrique définie par Brown, (1997). Cette méthode permet de convertir le volume de bois sur écorce (V) en biomasse totale (AGB ou Y), par application de la densité anhydre du bois (WD) et d'un Coefficient d'Expansion (CE).

$$Y = V \times WD \times CE$$

Avec Y: Biomasse épigée en t/ha; V: Volume des arbres morts; WD: densité basale des arbres en t/m^3 ; pour les espèces forestières d'Afrique $WD = 0,58$; CE: facteur d'extension de la biomasse; $CE = 1,74$.

$$V = \frac{\pi D^2}{4} \times h$$

Avec D: dhp des bois morts sur pieds; h: hauteur pour les bois morts sur pieds.

II.2.4.3.4. Bois morts couchés au sol (logs)

L'équation proposée par Kaire *et al.* (2013) a permis de calculer le volume de bois morts couchés au sol. La formule mathématique est:

$$V = \frac{\pi^2(\sum di^2)}{8L}$$

Avec V: volume des bois morts couchés au sol (m³/ha; di: diamètre ((gros bout + petit bout)/2) (m); L: longueur du transect (m) = 50 dans le cadre de la présente étude. La conversion des résultats obtenus du volume en masse est obtenue en fixant la valeur de la densité du bois à 0,5 KgMS /m³ (MS: masse sèche).

II.2.4.3.5. Evaluation des stocks de carbone

Les stocks de carbone ont été déduits de la biomasse aérienne en la multipliant par la constante 0,475 (Zapfack *et al.*, 2013).

Le facteur d'expansion a été adopté pour extrapoler les valeurs des parcelles jusqu'aux valeurs par hectare. Ce facteur indique la surface de chaque placette ou sous-parcelle représentée afin d'interpréter aisément les résultats et de pouvoir faire des comparaisons avec d'autres études. La formule mathématique est la suivante:

$$\text{Facteur d'expansion} = \frac{10\,000 \text{ m}^2}{\text{Surface de la placette ou sous-placette}}$$

II.2.4.3.5.1. Calcul de l'incertitude

L'incertitude désigne la différence estimée entre la valeur calculée et la valeur réelle (Mcghée *et al.*, 2016). Elle désigne également l'absence de connaissance de la valeur vraie d'une variable. Différentes méthodes existent pour calculer l'incertitude. Elle permet de corriger les erreurs de mesures, d'observation ou de méthodologie. Elle peut être associée à des paramètres généralisés, à la modélisation et à l'utilisation des données secondaires. Les paramètres qui rentrent dans le calcul de l'incertitude sont:

- le stock moyen de carbone pour chaque pool de carbone;
- l'écart type pour chaque pool de carbone;

$$\sigma = \sqrt{(\sum_1^n (\sigma^2))}$$

Avec σ : écart-type; n: nombre de placette.

- l'erreur-type totale (SE) pour chaque pool de carbone;

$$SE = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$$

Avec SE: erreur type; σ : écart-type; n: nombre de placette

- l'intervalle de confiance à 95 % pour chaque pool de carbone;

$$95\%IC = SE \times 1,96$$

Avec 95%IC: intervalle de confiance; 1,96: facteur de multiplication; SE: erreur type.

- l'incertitude comme erreur en pourcentage.

$$\% \text{ erreur} = \frac{95\%IC}{X_{moyenne}} \times 100$$

Avec 95%IC: intervalle de confiance; $X_{moyenne}$: moyenne des stocks de carbone.

II.2.4.4. Modélisation de la diversité végétale

La modélisation de la diversité végétale permet de prédire l'évolution à long terme d'un peuplement forestier. Il s'agit d'abord dans le cadre de cette étude de faire un travail rétrospectif afin de diagnostiquer quinze ans de gestion passés après l'attribution de la FC pour ensuite, permettre une vision prospective dans trente ans.

II.2.4.4.1. Estimation du taux de reconstitution des stocks des espèces commerciales

Le taux de reconstitution des stocks pour une espèce donnée représente le ratio de son stock exploitable à l'issue d'une rotation sur son stock inexploitable initial (Durieu *et al.*, 1998). Selon Picard et Gourlet-Fleury (2008), le stock exploitable désigne l'effectif d'arbres dont le diamètre est supérieur au Diamètre Minimum d'Exploitabilité (DME). La reconstitution est un indice indiquant le nombre de pieds devenus exploitables après une rotation. Le taux de reconstitution permet de déterminer l'évolution des populations structurées en âge, en taille et en stades de développement. La reconstitution dépend des dégâts d'exploitation, de l'accroissement et du taux de mortalité. La formule de calcul de reconstitution mise sur pieds par Durieu *et al.* (2011) est le modèle standard dans le Bassin du Congo. Cette formule est utilisée dans la plupart des pays. Les formules mathématiques sont les suivantes:

- **Temps d'accroissement nécessaire**

Le temps d'accroissement se calcul comme suit:

$$(1) \quad T = \frac{D_{DME} - D_{bi}}{A}$$

T: temps nécessaire aux tiges de classes de diamètre inférieur au DME pour atteindre le DME (années); D_{DME} : Diamètre minimal d'exploitabilité (cm); D_{bi} : diamètre de la borne inférieure de la classe de diamètre considérée (cm); A: accroissement annuel moyen sur le diamètre (cm/an);

- **Pourcentage de reconstitution des tiges**

Le pourcentage de reconstitution des tiges est donné par la formule:

$$(2) R\% = \left[\frac{N_f(1-m)^T(1-\alpha)}{N_p} \right] \times 100 \%$$

R: pourcentage de reconstitution du nombre de tiges de diamètre supérieur au DME au temps 0; N_f : nombre de tiges dans les classes de diamètre immédiatement en dessous du DME; N_p : nombre de tiges de diamètre supérieur au DME au temps 0; m: taux de mortalité annuel; α : taux de dégâts dû à exploitation;

- **Accroissement des classes de diamètre au cours du cycle**

L'accroissement des classes de diamètre au cours du cycle se calcule comme suit:

$$(3) \quad n_{cd} = \frac{D_{DME} - (A \times C)}{w}$$

n_{cd} : nombre de classes de diamètre qui dépasseront le DME au cours du cycle de coupe; C: Cycle de coupe (années); w: largeur de chaque classe de diamètre (cm) (généralement 10 cm); A: accroissement annuel moyen sur le diamètre (cm/an).

II.2.4.4.2. Simulation du stock exploitable

Les différents calculs ci-dessous constituent les scénarii qui ont servi de base de simulation des stocks de bois exploitable après une rotation telle que définie dans la loi de 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche.

- **Taux de reconstitution des espèces**

Le taux de reconstitution des espèces est calculé par la formule:

$$(4) \quad TR = \left[\frac{N_f(1-m)^C(1-\alpha)}{N_p} \right] \times 100$$

TR: Taux de reconstitution du nombre de tige de diamètre supérieur au DME au temps t_{0+n} (%); C: Cycle de coupe (30 ans); N_p : nombre de tiges de diamètre supérieur au DME au temps t_{0+n} ; m: taux de mortalité annuel (%); α : taux de dégâts dû à exploitation (%).

Les dégâts et le taux de mortalité annuel sont fixés selon l'arrêté n° 0222 du 25 mai 2001 (Anonyme 15, 2001). Les dégâts sont fixés à 7 % et le taux de mortalité est fixé à 1 % pour toutes les essences. Les accroissements annuels développés pendant la phase 4 de l'inventaire national ont été pris en compte.

- **Taux asymptotique de reconstitution du stock**

La durabilité à long terme (à la fin de la première rotation) de l'exploitation dans cette FC a été appréciée en calculant le taux asymptotique de reconstitution du stock (ρ) établi par Picard et Gourlet-Fleury (2008). Selon Doucet (2003), le taux asymptotique permet de faire une prévision à long terme du stock exploitable. Il s'interprète comme le taux de croissance malthusien du stock exploitable à la fin de chaque cycle. La formule mathématique est la suivante:

$$\rho = \lim_{k \rightarrow \infty} X_k$$

Avec k: nombre de rotation; X: taux de reconstitution du stock exploitable. Si $\rho = 1$, l'exploitation est durable à long terme, les prélèvements équilibrent le renouvellement naturel de la ressource; $\rho < 1$, l'exploitation n'est pas durable et le stock exploitable diminuera vers zéro; $\rho > 1$, l'exploitation ne prélève pas la possibilité et le stock exploitable croîtra.

– Stock exploitable à la fin de rotation

Le stock exploitable à la fin de chaque rotation a été simulé à partir du modèle défini par Durieu *et al.* (2011). La formule mathématique est la suivante:

$$S(t) = D_t + (A \times T)$$

D_t désigne le diamètre des essences exploitables au temps t; T: temps restant avant la fin de rotation à partir de l'année de mesure; A: accroissement annuel moyen du diamètre (cm/an).

En effet, étant donné la richesse spécifique des forêts denses tropicales humides et le déséquilibre entre espèces en termes d'abondance et en termes d'intérêt commercial, il n'y aurait guère de sens de chercher à estimer le taux de reconstitution de chaque espèce. Un échantillon d'espèces jugées prioritaires du fait de leur valeur commerciale ou de leur potentiel exploitable a été sélectionné.

II.2.4.4.2. Estimation du taux de reconstitution de la diversité végétale

Cet indice concerne la végétation des parcelles exploitées. Le taux de reconstitution potentielle de la diversité végétale désigne le rapport du nombre d'espèces inventoriées dans un secteur donné sur le nombre d'espèces présentes en pépinière dans le même secteur (Willbros, 2003). Dans le cadre de ce travail, le Taux de Reconstitution de la Diversité Végétale (TRDV) signifie le rapport du nombre d'espèce inventoriées dans les assiettes exploitées (NE) sur le nombre d'espèces inventoriées sur les parcelles non exploitées ou diversité végétale initiale (DVI), multiplié par 100. La formule mathématique est la suivante:

$$\text{TRDV} = \frac{\text{NE}}{\text{DVI}} \times 100$$

L'intensité de reconstitution est proportionnelle aux TRDB. Plus TRDB est élevé plus la reconstitution de la diversité végétale est importante.

II.2.5. Mise en évidence de la variation spatio-temporelle de la flore et des stocks de carbone

II.2.5.1. Tendances évolutives de la diversité végétale

Dans le but de mettre en évidence les grands traits d'évolution de la flore, une liste floristique globale a été dressée. Les données de cette liste floristique sont issues des données d'inventaire d'aménagement réalisé en 2000, des inventaires d'exploitation réalisés en 2005, 2010 et 2015. Cette base de données préalablement établie a été complétée par les données d'inventaire floristique de l'assiette témoin. L'étude de la variation de la diversité floristique a été réalisée en deux étapes:

- la première étape a consisté à comparer les listes floristiques dressées sur les quatre assiettes, les nuances qui s'expriment au niveau de la richesse taxonomique et au niveau de la distribution des espèces dans les formations végétales;
- la deuxième étape a consisté à étudier les variations de la flore de la FCD par comparaison des espèces référencées dans la liste floristique globale grâce au référencement à différentes dates.

II.2.5.2. Tendances évolutives des stocks de carbone dans les assiettes

La variation des stocks de carbone dans les différentes AAC exploitées a été obtenue à partir de la dynamique de la diversité floristique. Les espèces de chaque type de dynamique ont été recensées dans chaque AAC exploitée. Les stocks de carbone cumulés de toutes les espèces appartenant à chaque type de dynamique ont été estimés.

II.2.6. Analyses

Pour mener à bien les différentes analyses statistiques, les Analyses en Composantes Principales (ACP) ont été effectuées afin d'identifier les facteurs écologiques discriminants et les gradients floristiques qui leur sont liés. Elles s'avèrent très adaptées aux études phytoécologiques puisqu'elles permettent d'obtenir une vision synthétique des liaisons entre espèces et facteurs du milieu. Elles donnent la possibilité de résumer, en quelques dimensions importantes, la plus grande variabilité de la matrice des données. Elles décrivent ainsi la structure de l'échantillon et quantifie l'intensité des liens entre les espèces et les unités d'échantillonnage (Lebart *et al.*, 1995). Ces analyses sont complétées par une Classification

Ascendante Hiérarchique (CAH). Elles permettent d'identifier les formations végétales ou de grouper les parcelles selon leur degré de similitude.

Une analyse de variances et de comparaison des moyennes a été appliquée aux différents paramètres calculés, pour observer ou non d'éventuelles différences significatives entre les parcelles au seuil 5 % ($p < 0,05$). Les moyennes des indices de diversité ont été comparées d'un type de biotope à un autre, à travers des tests d'analyse de variance à un facteur (ANOVA 1). Lorsque les différences entre les moyennes des paramètres sont significatives ($p < 0,05$), des tests post-hoc (test de Tukey et test de Kruskal-Wallis) ont été réalisés pour classer et savoir lesquels des groupes sont différents.

Les études de corrélation ont été également faites pour déterminer la liaison et la linéarité entre ces différentes variables. Le coefficient de rang Spearman (r) a été utilisé pour déterminer le degré d'association entre les différentes distributions. Il varie entre -1 et +1 et la liaison est plus forte quand la valeur de r est proche de -1 ou de +1. La probabilité du test de Kolmogorov-Smirnov a été utilisée pour déterminer le niveau de dépendance et la significativité entre les variables au seuil de confiance 95 %.

Les traitements d'images, classification et détection de changement, ont été réalisés grâce au logiciel de télédétection ENVI 5.1 et ArcGIS 10.2. Le tableur Excel a été utilisé pour réaliser les figures et les tableaux; les logiciels Statgraphics Centurion XVI.II, PAST et R.3.1 ont été utilisés pour les analyses descriptives.

CHAPITRE III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats

III.1.1. Dynamique de l'occupation des terres dans la forêt communale de Dimako

III.1.1.1. Occupation des terres en 2015, 2000 et 1984

Les cartes obtenues après la classification supervisée des images satellitaires (Fig. 10) ont permis de cartographier six Unités d'Occupation des Terres (UOT) en 2015 : il s'agit des forêts mûres, des forêts jeunes, des zones humides, des savanes, des plantations et des sols nus. Les forêts mûres et forêts jeunes constituent les classes d'occupation les plus dominantes dans le site d'étude. Par contre, en 1984 et 2000, cinq unités d'occupation des terres sont identifiées (forêts mûres, forêts jeunes, zones humides, savanes et sols nus).

L'importance de la végétation dans l'espace cartographié s'explique par le fait que cette zone humide du Cameroun est considérée comme la zone forestière du pays. Les forêts mûres et les forêts jeunes sont les unités d'occupation des terres les plus représentées dans la zone d'étude.

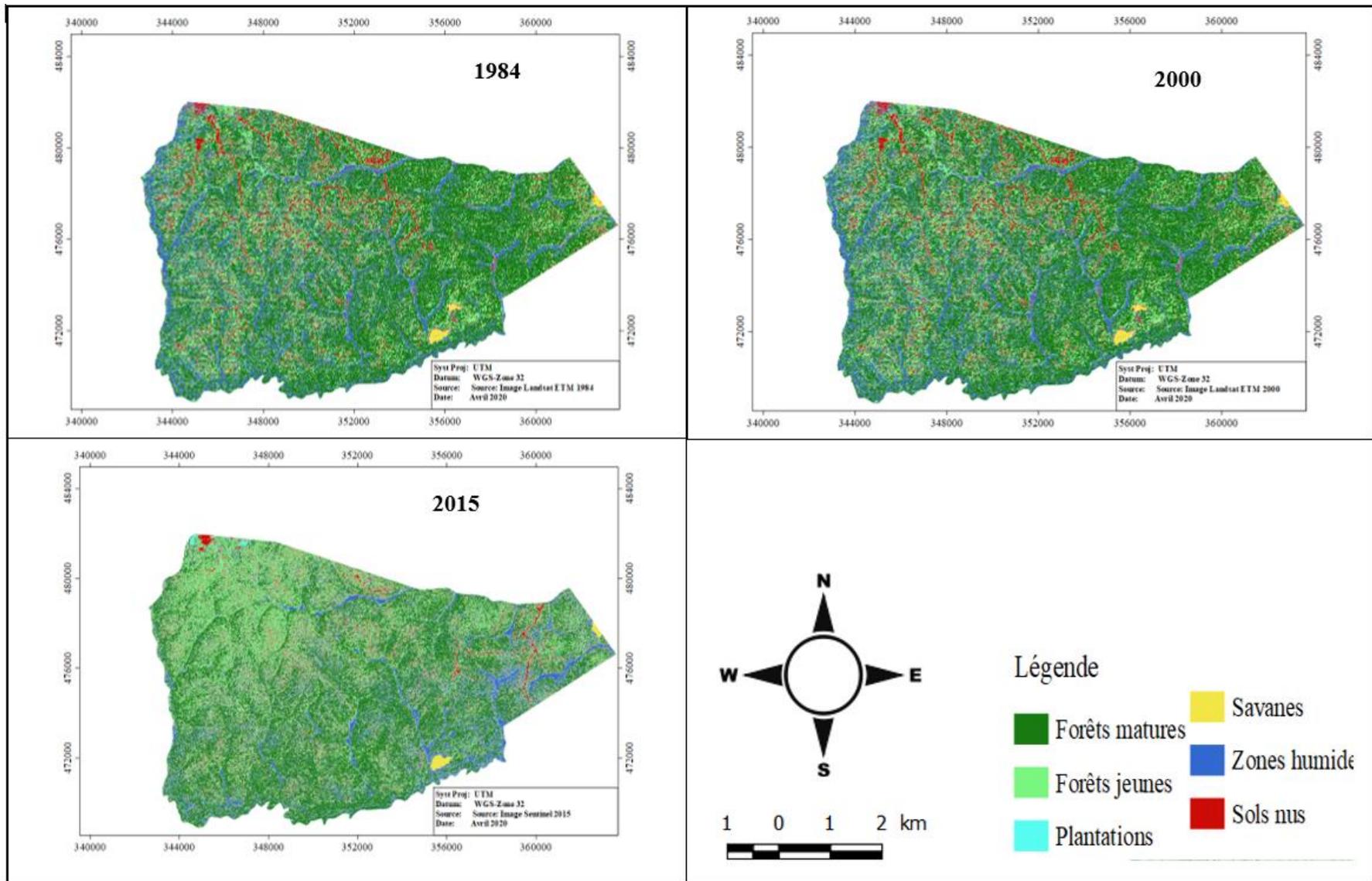


Fig. 10. Cartes d'occupation du sol.

L'analyse de la figure 10 révèle six (06) catégories d'occupation des terres en 2015 dans la FCD réparties inégalement en fonction des différentes dates. Ce sont:

- les forêts ou anciennes se caractérisent par un peuplement stable et homogène avec une canopée continue. Ces formations se présentent sous forme d'îlots forestiers répartis dans la FCD. Cette distribution est due à une exploitation sélective longtemps opérée par la SFID (Société Forestière Industrielle de la Doumé) dans la zone avant le classement. Cette UOT présente les mêmes caractéristiques au niveau de la strate arborescente supérieure. Elle est dominée par les arbres de gros diamètres. Les espèces caractéristiques sont les suivantes : *Ceiba pentandra*, *Pycnanthus angolensis*, *Petersianthus macrocarpus*, *Desbordesia glaucescens*, *Triplochiton scleroxylon*, *Alstonia boonei* ; Elles occupent une superficie de 9 427,85 ha soit 52,42 % de la superficie totale de la zone d'étude;
- les forêts jeunes ou secondaires, se caractérisent par un peuplement très varié et hétérogène avec une canopée discontinue. Cette unité d'occupation des terres regroupe les forêts qui ont subi une action anthropique. Ces formations forestières représentent des peuplements forestiers dont la majorité des arbres n'ont pas l'âge d'exploitabilité ou des diamètres d'exploitabilité. Elles sont issues de la reconstitution de la végétation après exploitation dans le passé par la SFID et du reboisement effectué par la commune de Dimako. Elles occupent une superficie totale de 5 403,04 ha soit 30,04 % de toute la FCD;
- les zones humides qui regroupent les Marécages à *Raphia hookeri* accompagné de *Allanblackia floribunda*, *Xylopia staudtii* et de *Uapaca guineensis*, des ravins traversés par des marécageux et des plans d'eau. Ces zones humides sont en majorité concentrées dans la partie Nord de la forêt communale. Elles occupent une superficie de 2 085,03 ha soit 11,59 % de la superficie totale de la FCD;
- les plantations, il s'agit des plantations des palmiers à huile. Ces plantations ont été reboisées par des espèces de *Baillonella toxisperma* par les responsables de la commune de Dimako. Elles sont localisées dans la partie nord-ouest de la forêt et occupent une superficie évaluée à 50,88 ha soit 0,28 % de cette forêt communale;
- les savanes, il s'agit des savanes arbustives localisées en majorité dans la partie est et Sud-Est de la forêt dont la grande partie reste encore stable. Elles occupent une superficie de 53,88 ha soit 0,3 % de la superficie totale de la forêt;
- les sols nus qui représentent les espaces ouverts par les dessertes forestières, les pistes de débardage, les parcs à bois et les trouées d'abattage. Ils occupent une superficie de 964,04 ha, soit 5,36 % de tout le massif forestier.

III.1.1.2. Dynamique des unités d'occupation des terres dans la forêt communale de Dimako

III.1.1.2.1. Changement de l'occupation des terres entre 1984 et 2000, entre 2000 et 2015

Les informations issues par superposition des cartes des années 1984 et 2000; 2000 et 2015 montrent que la FCD a connu d'importantes modifications en termes d'occupation de sol.

Ainsi, sur les cinq (05) unités d'occupation des terres identifiées dans la FCD entre 1984 et 2000, trois ont connu une régression relativement importante; notamment les forêts jeunes, les zones humides et les savanes dont les taux de changement sont respectivement de -27,88 % et -11,38 % et -34,65 %. Les forêts mûres et les sols nus ont connu par contre, un accroissement de superficie; soit respectivement 56,04 et 6,63 % avec un taux d'expansion de 3,08 %. Les zones humides représentent les unités d'occupation de sol qui ont connu une faible régression avec un taux d'expansion de -0,75 % dans la FCD entre 1984 et 2000 (Tableau III).

Tableau III. Taux moyen annuel d'expansion spatiale et le taux de changement des unités d'occupation des terres (1984-2000). UOT: Unité d'occupation des terres.

UOT	Superficies de l'occupation du sol				Taux d'expansion (%)	Taux de changement (%)
	1984		2000			
	Ha	%	ha	%		
Forêts	8 650,46	48,1	10 079,02	56,04	0,95	16,51
Forêts jeunes	5 399,19	30,02	3 894,12	21,66	-2,04	-27,88
Zones humides	3 106,55	17,27	2 752,89	15,31	-0,75	-11,38
Savanes	99,81	0,56	65,22	0,36	-2,66	-34,65
Sols nus	728,71	4,05	1 193,47	6,63	3,08	63,78
Total	17 984,73	100	17 984,73	100		

L'analyse des résultats du tableau IV montre une régression dans quatre classes d'occupation des terres à savoir les forêts mûres (-6,46 %), les zones humides (-24,26 %), les savanes (-17,39 %) et les sols nus (-19,22 %). En 2000, la végétation était dominée par les forêts mûres et les forêts jeunes qui représentaient respectivement 48,05 % et 30,06 % de la superficie totale. Jusqu'en 2015, les forêts mûres et les savanes ont vu leur superficie régressée. Tandis que, les forêts jeunes se sont intensifiées au détriment des sols nus. La présence des plantations est essentiellement liée aux initiatives entreprises par les Organisations Non Gouvernementales (ONG) et la Commune de Dimako afin de réduire sa dépendance vis-à-vis des ressources forestières. Ces initiatives couplées des activités d'exploitation forestière

ont entraîné une réduction considérable des sols nus avec un taux moyen annuel d'expansion spatiale de -1,42 %.

Tableau IV. Taux moyen annuel d'expansion spatiale et le taux de changement des unités d'occupation des terres (2000-2015). UOT: Unité d'occupation des terres.

UOT	Superficies de l'occupation du sol				Taux d'expansion (%)	Taux de changement (%)
	2000		2015			
	Ha	%	Ha	%		
Forêts mûres	10 079,02	56,04	9 427,85	52,42	-0,44	-6,46
Forêts jeunes	3 894,12	21,66	5 403,04	30,04	2,18	38,75
Zones humides	2 752,89	15,31	2 085,03	11,59	-1,85	-24,26
Plantations			50,88	0,28		
Savanes	65,22	0,36	53,88	0,3	-1,27	-17,39
Sols nus	1 193,47	6,63	964,04	5,36	-1,42	-19,22
Total	17 984,73	100	17 984,73	100		

III.1.1.2.2. Changement des unités d'occupation avant et après le classement de la forêt communale de Dimako.

L'analyse de la figure 11 permet de quantifier de façon la dynamique des unités d'occupation des terres entre 1984 et 2000. Il en ressort de cet examen que les forêts mûres et les sols nus ont connu une progression de 10 079,02 ha et 1 193,46 ha en 2000 contre 8 650,46 ha et 728,71 ha pour la période 1984. Les zones humides et les savanes quant à elles ont connu une régression entre 1984 et 2000. Elles sont passées respectivement de 3 106,55 ha à 2 752,89 ha et de 99,81 ha à 65,22 ha. De tout ce qui précède, il en ressort que les formations végétales ont régressé en subissant deux modes de conversion à savoir la savanisation et la dégradation forêts.

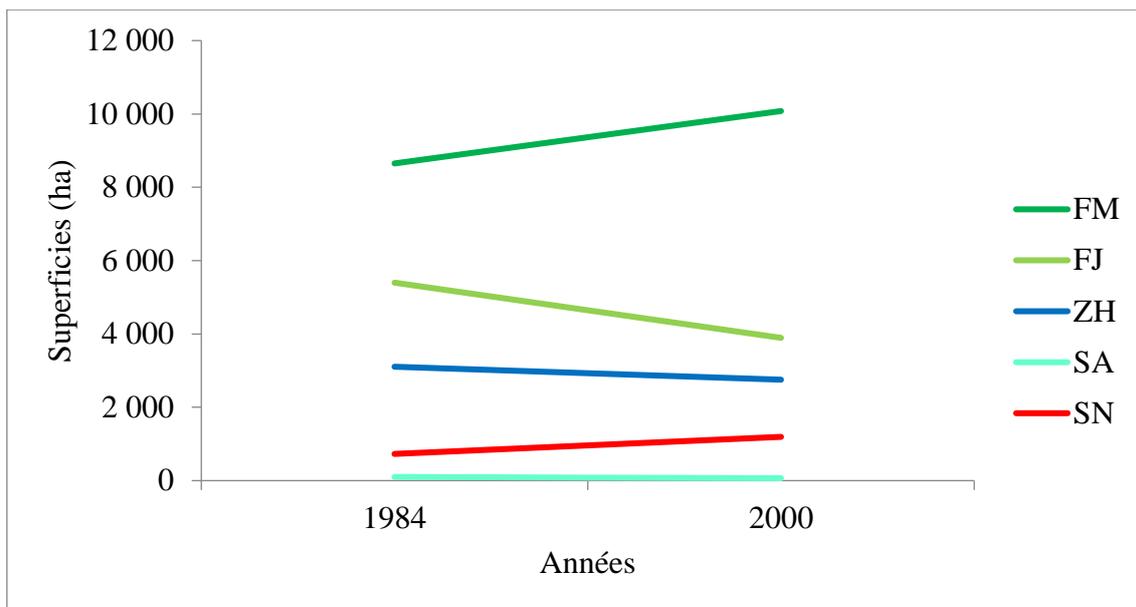


Fig. 11. Évolution des unités d'occupation des terres entre 1984 et 2000. UOT: Unité d'Occupation des terres; FM: Forêts mtures; FJ: Forêts jeunes; ZH: Zones humides; SA: Savanes; SN: Sols nus.

A partir de l'année 2000 jusqu'en 2015 (Fig. 12), les forêts mtures ont connu une diminution de la superficie (56,04 % en 2000 et 52,42 % en 2015). Plusieurs éléments peuvent expliquer cette situation: une partie du peuplement a été détruite pour les plantations (2,26 ha); l'exploitation forestière a dégradé une partie en forêt jeune (2 668,12 ha). Parallèlement, les sols (31,52 ha) et les zones humides (316,23 ha) ont évolué pour donner les forêts jeunes.

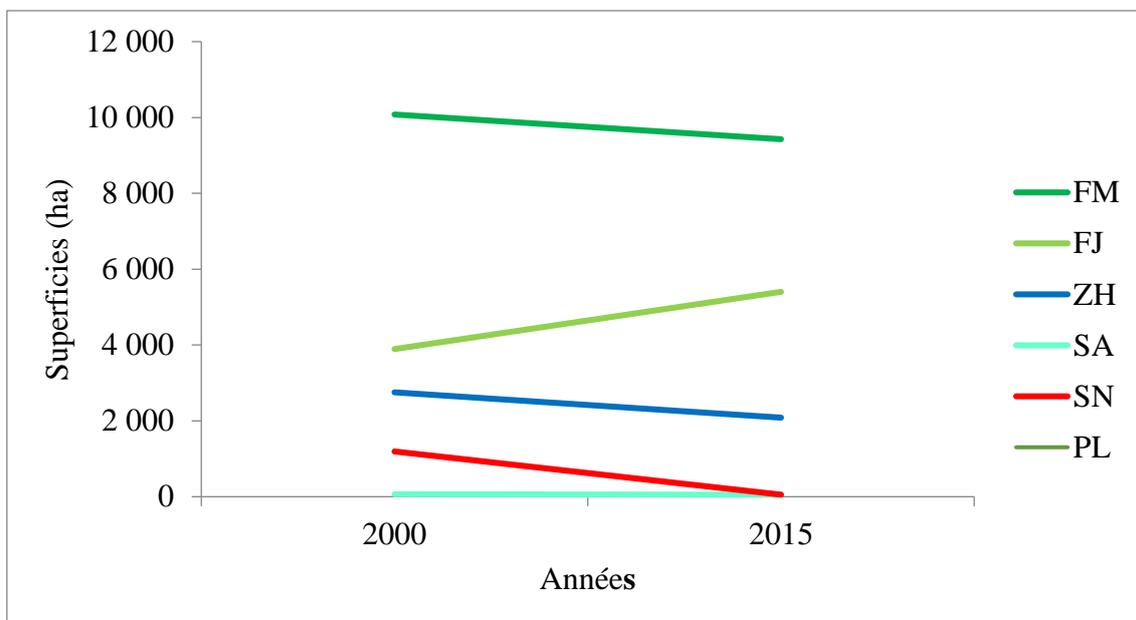
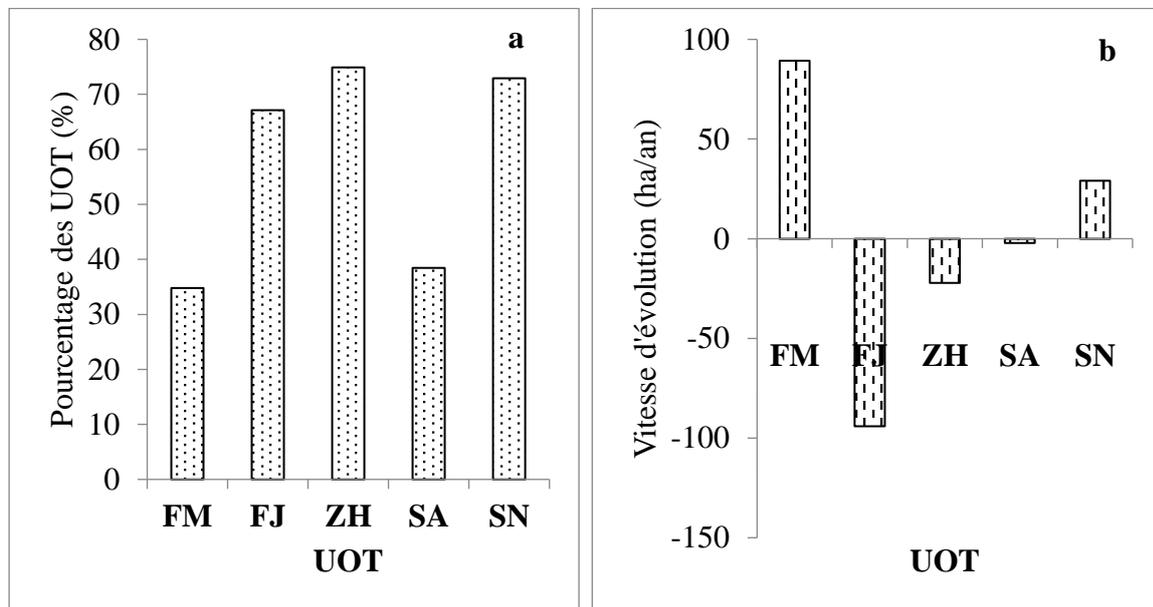


Fig. 12. Évolution des unités d'occupation des terres entre 2000 et 2015. UOT: Unité d'Occupation des terres; FM: Forêts ; FJ: Forêts jeunes; ZH: Zones humides; PL: Plantations; SA: Savanes; SN: Sols nus; Sup.: Superficie.

III.1.1.2.3. Évolution des unités d'occupation des terres entre 1984 et 2000

De l'examen de la figure 13, il se dégage deux types de changement à savoir le gain et la perte. Les forêts jeunes ont enregistré une vitesse d'évolution négative (-94,07 ha/an) avec un taux de conversion de 67,11 %. La pression exercée sur les forêts jeunes est due à une exploitation forestière conventionnelle perpétrée dans la zone durant cette période. Par ailleurs, au niveau des forêts mûres, on observe une vitesse d'évolution significative entre les deux dates soit un gain de 89,28 ha/an et un taux de conversion de 34,82 %. L'augmentation rapide des forêts mûres est l'indice de présence d'une évolution de la strate moyenne pour donner la strate supérieure. Les savanes quant à elles représentent les catégories qui évoluent lentement en d'autres types d'utilisation du sol, soit une vitesse d'évolution de -2,16 ha/an entre 1984 et 2000.



(a) Taux de conversion (Tc)

(b) Vitesse d'évolution (Ve)

Fig. 13. Taux de conversion et vitesse d'évolution des UOT entre 1984 et 2000. UOT: Unité d'occupation des terres; FM: Forêts mûres; FJ: Forêts jeunes; ZH: Zones humides; SA: Savanes.

III.1.1.2.4. Taux de conversion et vitesse d'évolution des unités d'occupation des terres entre 2000 et 2015.

L'analyse de la figure 14 montre que les sols nus sont les UOT qui ont connu le plus fort taux de conversion (83,48 %) en d'autres classes d'occupation du sol soit une perte de 229,42 ha. Elles sont suivies des zones humides avec un taux de conversion de 78,79 % et une vitesse d'évolution de -44,52 ha/an. Toutefois, les savanes quant à elles sont les unités

d'occupation de sol qui ont connu un faible taux de conversion (26,60 %) entre 2000 et 2015 soit 11,34 ha perdus et une vitesse d'évolution de -0,76 ha/an. Ainsi, entre 2000 et 2015, les forêts jeunes ont connu une évolution exponentielle, soit un gain de 100,59 ha/an. Pendant que, les forêts mûres, les savanes et les zones humides ont enregistré une évolution négative. L'augmentation spectaculaire des forêts jeunes est due au respect rotationnel des Unités Forestières d'Exploitation (UFE), des AAC et à l'expulsion des populations riveraines de la forêt.

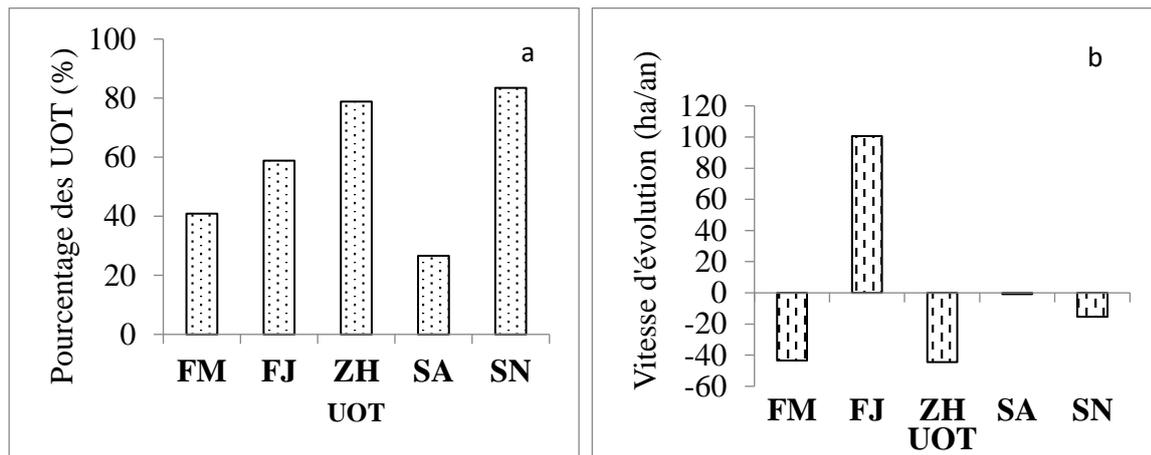


Fig. 14. Taux de conversion et vitesse d'évolution des UOT entre 2000 et 2015. (a) Taux de conversion (Tc), (b) Vitesse d'évolution (Ve). UOT: Unité d'occupation des terres; FM: Forêts mûres; FJ: Forêts jeunes; ZH: Zones humides; SA: Savanes;

III.1.1.2.5. Taux annuel de déforestation et de dégradation des forêts avant le classement (1984-2000)

Les résultats issus de la figure 15 montrent une forte perturbation et une réduction des forêts jeunes au profit d'autres types d'utilisation des terres avec des taux de déforestation et dégradation des forêts respectivement de 2,04 % et 4,51 %. Ces impacts négatifs perceptibles au niveau des forêts jeunes sont le résultat de l'action conjuguée des activités d'exploitations forestières et les activités agricoles. Les forêts mûres sont les types de végétation qui enregistrent un faible taux de déforestation (0,95 %) avec une dégradation graduelle de son couvert végétal (7,28 %).

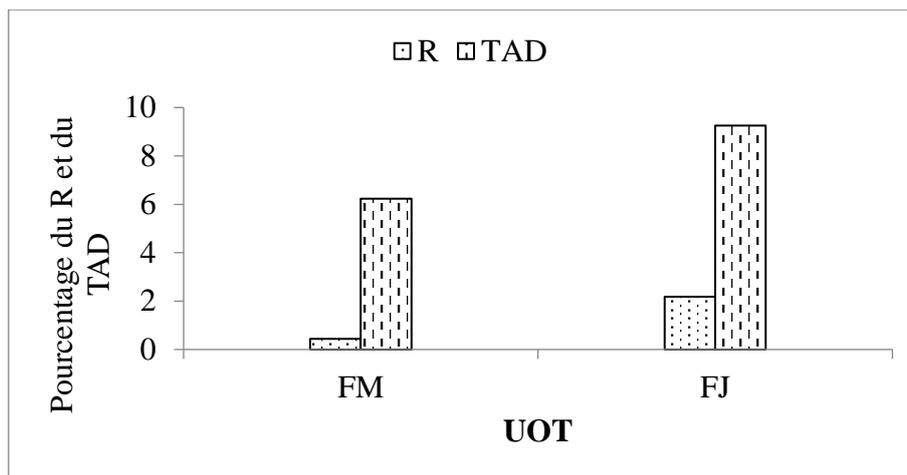


Fig. 15. Taux annuel de déforestation et de dégradation des forêts entre 1984-2000. UOT: Unité d'occupation des terres; FM: Forêts mûres; FJ: Forêts jeunes; TAD: Taux annuel de dégradation; R: Taux annuel de déforestation.

III.1.1.2.6. État de déforestation et de dégradation des forêts entre 2000 et 2015

L'analyse de la figure 16 révèle que, entre 2000 et 2015 la superficie du couvert végétal ligneux varie très peu dans l'ensemble. Cependant, les résultats dénotent une dégradation de 9,25 % de la superficie du couvert végétal des forêts jeunes avec un taux de déforestation de 2,18 %. L'augmentation du taux de dégradation des forêts jeunes par rapport à la période 1984-2000 est due l'action conjuguée de l'exploitation forestière, de la création d'une plantation et de la méthode sylvicole adoptée. Les chablis naturels amplifiés par les opérations d'exploitation forestière ont entraîné une perturbation de 6,23 % de la superficie du couvert végétal des forêts mûres avec une disparition de 0,44 % de la végétation.

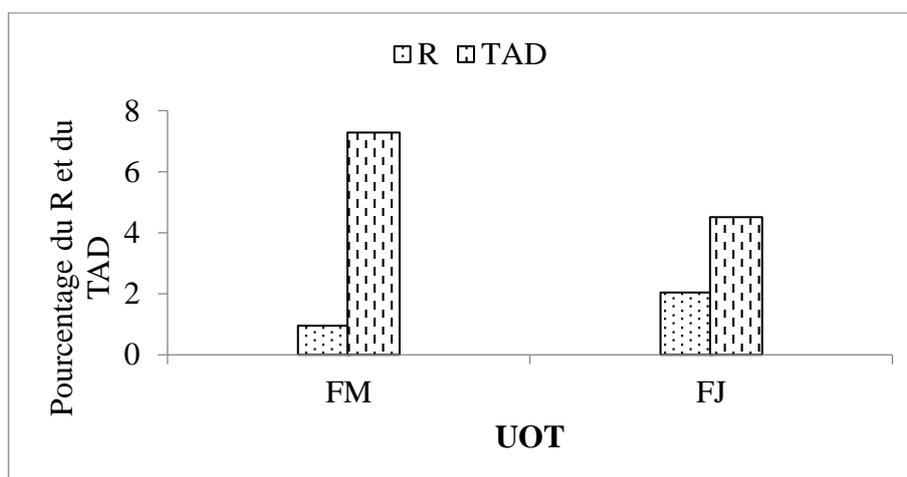


Fig. 16. Taux annuel de déforestation et de dégradation des forêts entre 2000 et 2015. UOT: Unité d'occupation des terres; FM: Forêts mûres; FJ: Forêts jeunes; TAD: Taux annuel de dégradation; R: Taux annuel de déforestation.

III.1.2. Variation spatio-temporelle de la diversité ligneuse

III.1.2.1. Richesse spécifique et diversité alpha (α) dans les assiettes annuelles de coupe

Dans l'ensemble des assiettes échantillonnées, 232 espèces ont été identifiées au niveau spécifique, 16 au genre et 7 sont inconnues.

La flore de la parcelle témoin (non exploitée) renferme 171 espèces ligneuses, 120 genres et 56 familles pour les individus de $d_{hp} \geq 10$ cm. L'indice de diversité de Shannon dans cette parcelle est estimé à 3,92 bits. L'indice d'équitabilité de Pielou est de 0,77, ce qui signifie que la quasi-totalité des espèces sont plus ou moins représentées équitablement au sein de la parcelle (Tableau V). Le sous-bois (individus de $d_{hp} \leq 10$ cm) comprend 48 espèces, 45 genres et 23 familles. Dans l'AAC1, la flore comprend 165 espèces, 113 genres et 48 familles. La flore de cette parcelle est diversifiée avec l'indice de diversité de Shannon égal à 4,03 bits. L'indice d'équitabilité de Pielou est égal à 0,8, ce qui traduit une représentation plus ou moins équitable des espèces au sein de la parcelle. La richesse du sous-bois est de 53 espèces, 49 genres et 26 familles. Dans la parcelle exploitée dix ans après le classement (AAC2), la richesse est de 126 espèces ligneuses, 102 genres et 37 familles (Tableau VI). La diversité de cette parcelle est élevée (indice de diversité de Shannon égal 4,05 bits). Le sous-bois comprend 44 espèces, 41 genres et 25 familles. La richesse des ligneux dans la parcelle exploitée quinze ans après le classement (AAC3) est de 95 espèces, 80 genres et 35 familles. La diversité spécifique est relativement élevée dans cette AAC avec l'indice de diversité de Shannon égal 3,65 bits. L'indice d'équitabilité de Pielou est égal à 0,83. Le sous-bois est constitué de 34 espèces, 29 genres et 19 familles.

Au vu de ces résultats, il en ressort que l'AAC2 est plus diversifiée que l'AAC1, qui est plus diversifiée que l'AAC témoin et l'AAC3 (Tableau VI). Ces résultats montrent que les espèces ligneuses sont irrégulièrement réparties dans la FCD. Les analyses montrent que la période qui sépare deux exploitations constitue un facteur de diversification des espèces.

Au niveau de l'assiette non perturbée, les espèces sont plus riches par rapport aux assiettes perturbées. Par contre, les espèces juvéniles ou du sous-bois sont plus diversifiées dans l'AAC1. Ceci laisse croire que la reconstitution est fonction de l'âge qui sépare les coupes. Plus l'âge est élevé plus le nombre d'espèces augmente dans les assiettes. Les tests statistiques entre les indices de Shannon montrent (p -value = 0,723) qu'il n'y a pas une différence significative entre les indices de Shannon des différentes assiettes. L'indice de Fisher-alpha montre une

grande hétérogénéité ($\alpha = 42,47$) spécifique dans l'assiette témoin par rapport aux assiettes exploitées.

Tableau V. Évolution floristique des peuplements ligneux dans la forêt communale de Dimako. AAC: Assiette Annuelle de Coupe.

Classes de diamètre	Paramètres	Assiettes Annuelles de Coupes			
		Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
dhp \geq 10 cm	Richesse taxonomique				
	Espèces	171	165	126	95
	Genres	120	113	103	80
	Familles	48	56	37	36
	Diversité spécifique				
	Indice de Shannon	3,92	4,05	4,03	3,65
	Indice de Simpson	0,96	0,97	0,96	0,96
	Indice de Fisher-alpha	42,47	38,24	27,86	27,15
	Équitabilité de Piélou	0,77	0,8	0,84	0,83
	Sous-bois (dhp < 10 cm)	Richesse taxonomique			
Espèces		48	53	44	34
Genres		45	49	41	29
Familles		23	26	25	19
Diversité spécifique					
Indice de Shannon		2,67	3,08	2,8	2,63
Indice de Simpson		0,86	0,91	0,88	0,86
Indice de Fisher-alpha		13,33	23,75	18,42	12,74
Équitabilité de Piélou		0,68	0,76	0,72	0,74

III.1.2.2. Importance écologique des espèces dans les assiettes annuelles de coupe

L'importance écologique (Importance Value Indice) des espèces est calculée pour les différentes assiettes de la FCD. L'analyse du tableau VI révèle que, globalement les espèces prépondérantes, qui présentent des valeurs d'importance écologique les plus élevées dans la FCD sont *Blighia welwitschii* (16,27 %), *Musanga cecropioides* (12,95 %) *Pycnanthus angolensis* (12,76 %), *Anonidium mannii* (12,54 %) et *Duboscia macrocarpa* (12,13 %). Dans l'assiette témoin les espèces avec des valeurs de IVI les plus élevées sont *Blighia welwitschii*

(30,01 %), *Pycnanthus angolensis* (28,59 %), *Tabernaemontana crassa* (22,97 %), *Trichilia dregeana* (21,23 %), *Duboscia macrocarpa* (21,22 %) et *Anonidium mannii* (20,13 %). Dans l'AAC1, *Duboscia macrocarpa* avec une valeur de IVI de 14,94 % est l'espèce prépondérante devant *Musanga cecropioides* (14 %) et *Funtumia elastica* (13,25 %). *Desbordesia glaucescens* (17,32 %) et *Musanga cecropioides* (14,85 %) sont les espèces ayant les valeurs de IVI les plus élevées dans l'AAC2. Pour l'AAC3, les espèces les plus importantes sont *Pycnanthus angolensis* (22,46 %) et *Hylodendron gabonense* (18,46 %). *Blighia welwitschii* est présente au moins dans 85 % des points d'échantillonnages. Avec une répartition spatiale régulière, cette espèce constitue ainsi l'espèce prédominante du sous-bois de la forêt dense semi-décidue.

Tableau VI. Valeurs d'importance écologique (%) des espèces les plus représentatives dans les assiettes.

Espèces	Assiettes	Assiettes Annuelles de Coupes			
	Global	Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
		Indice de Valeur d'Importance			
<i>Blighia welwitschii</i>	16,27	30,01	10,7	11,36	13
<i>Musanga cecropioides</i>	12,95	10,5	14	14,85	12,48
<i>Pycnanthus angolensis</i>	12,76	28,59	-	-	22,46
<i>Anonidium mannii</i>	12,54	20,13	11,86	-	12,34
<i>Duboscia macrocarpa</i>	12,13	21,22	14,94	12,37	-
<i>Trichilia dregeana</i>	8,4	21,23	12,38	-	-
<i>Desbordesia glaucescens</i>	7,65	-	-	17,32	13,3
<i>Sterculia rhinopetala</i>	6,09	14,21	10,15	-	-
<i>Tabernaemontana crassa</i>	5,74	22,97	-	-	-
<i>Terminalia superba</i>	5,22	-	10,87	-	10
<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	4,8	8,16	-	-	-
<i>Hylodendron gabonense</i>	4,61	-	-	-	18,46
<i>Sterculia mildbraedii</i>	3,56	-	-	-	14,24
<i>Funtumia elastica</i>	3,31	-	13,25	-	-
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	3,23	-	-	12,94	-
<i>Alstonia boonei</i>	2,89	-	-	11,56	-
<i>Celtis adolfi-friderici</i>	2,72	-	10,9	-	-
<i>Uapaca guineensis</i>	2,63	10,52	-	-	-
<i>Ceiba pentandra</i>	2,59	-	-	10,38	-
<i>Mansonia altissima</i>	2,59	-	-	10,36	-
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	2,59	-	10,36	-	-
<i>Annickia chlorantha</i>	2,58	10,35	-	-	-
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	2,53	-	-	-	10,15

III.1.2.3. Abondance des espèces dans les assiettes annuelles de coupe

Les résultats de la figure 17 montrent que, la richesse spécifique est fonction de l'âge d'exploitation. En étendant l'analyse à l'ensemble de toutes les espèces, il ressort qu'un nombre important d'espèces de faible effectif ($N_i < 25$) dans toutes les AAC inventoriées. Parmi les espèces les plus importantes ($N_i < 100$), la grande majorité se trouve dans l'AAC témoin. L'AAC témoin regorge l'espèce la plus abondante est (*Blighia welwitschii*) avec 238 individus. Elle est suivie par ordre décroissant de *Duboscia macrocarpa* (98) dans la l'AAC1, de *Desbordesia glaucescens* (80 individus) dans l'AAC2 et de *Pycnanthus angolensis* (72 individus) dans l'AAC3.

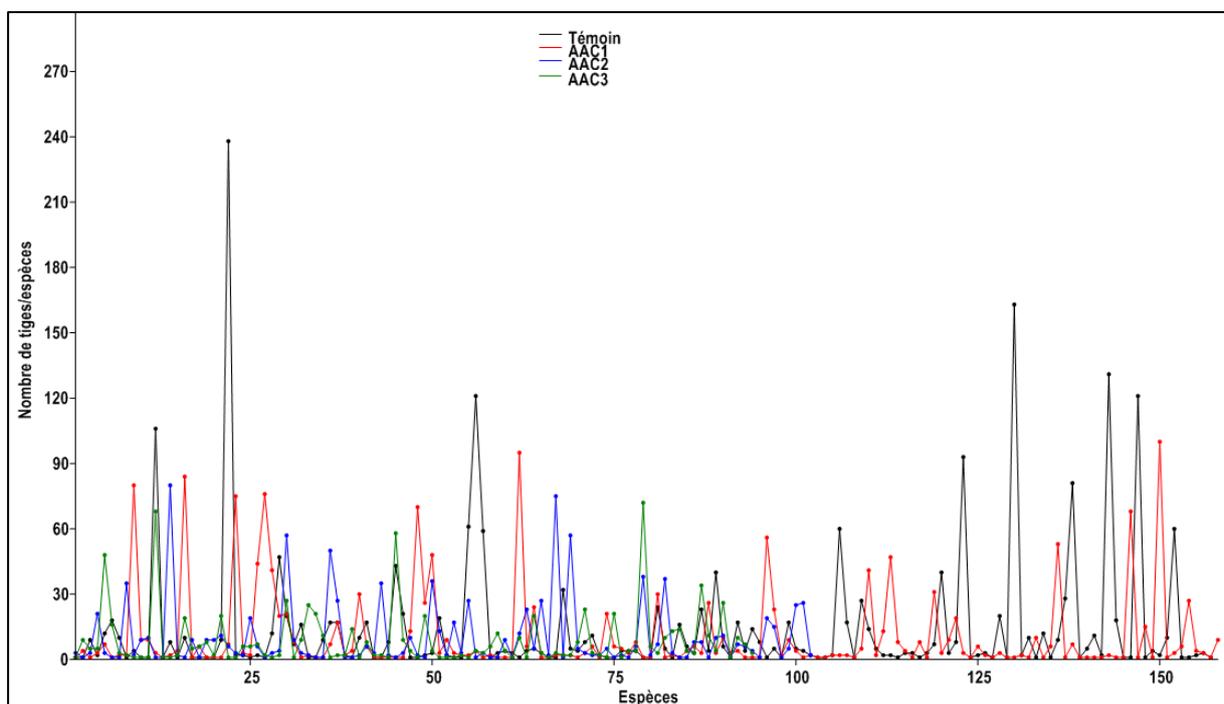


Fig. 17. Distribution des tiges en fonction d'espèces dans les assiettes annuelles de coupe.

III.1.2.4. Variation de la richesse spécifique dans les assiettes annuelles de coupe

La dynamique de la richesse spécifique a été évaluée par comparaison des données de l'assiette témoin (complétée par les données de l'inventaire d'aménagement réalisé en 2000 et des inventaires d'exploitation forestière dans la FCD) et les assiettes exploitées (Fig. 18). Cependant, l'analyse des variations de la richesse spécifique révèle une dynamique régressive de 40,48 %, de 24,50 % et de 44,51 % respectivement en 2005, 2010 et 2015. Les espèces indicatrices du milieu sont particulièrement plus abondantes dans l'AAC2 (52 %) suivi de l'AAC1 (49,40 %) et enfin dans l'AAC3 (48,78 %). Cette dernière enregistre la plus faible proportion de progression (6,71 %) et la plus forte régression (44,51 %). La progression lente

des espèces dans l’AAC3 justifie la faible diversité spécifique en valeur absolue obtenue pendant l’inventaire. Par ailleurs, dans l’AAC2, les pertes sont à relativiser puisqu’elles sont masquées par les apparitions qui équilibrent les disparitions. Les espèces communes stables dans les assiettes exploitées sont en moyenne de 50,06 %.

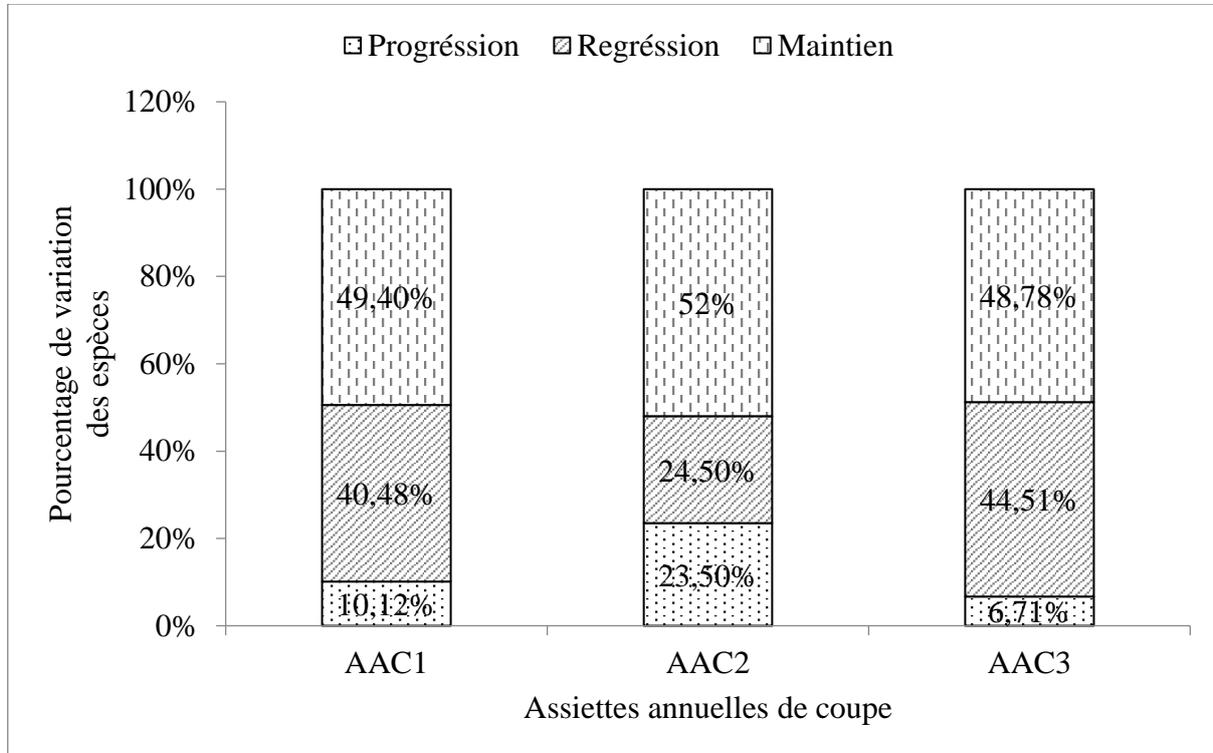


Fig. 18. Évolution des espèces dans les assiettes.

III.1.2.5. Importance écologique des familles dans les assiettes

L’analyse de la FIV (Family Importance Value) montre que, 13 familles sont plus importantes ($VIF > 10$) dans la FCD. Elles sont réparties comme suit: 12 dans l’assiette témoin, 7 dans l’AAC1 et 5 respectivement dans l’AAC2 et l’AAC3. Il en ressort que les familles les plus importantes sont les Malvaceae (31,71) dans l’ensemble du massif (Tableau VII). Cette famille présente une particularité, contrairement aux autres familles car ne vient qu’en première et deuxième position des familles importantes dans les AAC. Ceci serait dû au fait que, la majorité des espèces de cette famille sont peu commercialisées et moins affectées par les opérations d’exploitation forestière. La réversion de certaines familles comme les Sterculiaceae, les Bombacaceae, les Tiliaceae au sein de cette famille constitue un autre paramètre qui concoure à sa diversification.

Tableau VII. Spectre brute des familles dans la forêt communale de Dimako.

Familles	Assiettes Annuelles de Coupes				
		Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
	Globale	Family Importance Value			
Malvaceae	31,71	34,16	28,47	29,56	34,65
Fabaceae	26,12	25,51	28,62	30,8	19,55
Annonaceae	20,46	28,81	18,16	24,39	10,47
Irvingiaceae	16,49	13,75	11,91	27,58	12,73
Moraceae	15,87	14,99	10,59	23	14,9
Cannabaceae	14,61	10,49	24,55	13,28	10,13
Apocynaceae	13,92	16,16	20,67	18,86	
Euphorbiaceae	13,22	21,26	-	21,6	10,03
Meliaceae	50,62	16,39	18,77	15,46	-
Myristicaceae	35,93	21,02	-	-	14,91
Sapindaceae	23,21	12,94		10,27	
Urticaceae	12,81	-	12,81	-	-
Sapotaceae	10,37	-	10,37	-	-

III.1.2.6. Diversité générique des familles

En ce qui concerne le nombre de genres par familles dans l'ensemble du massif (Tableau VIII), les valeurs varient de 1 à 18 et les plus diversifiées sont, par ordre décroissant les Fabaceae (17 genres), les Malvaceae (13 genres), les Annonaceae (8 genres), les Euphorbiaceae (8 genres), les Sapotaceae (7 genres), les Cannabaceae, les Meliaceae, les Rubiaceae et les Strombosiaceae avec respectivement 5 genres dans l'assiette témoin; les Fabaceae (18 genres), les Annonaceae (8 genres), les Malvaceae (8 genres), les Euphorbiaceae (7 genres), les Moraceae (7 genres), les Sapotaceae (7 genres), les Rubiaceae (6), les Meliaceae (5 genres) et les Strombosiaceae (5 genres) dans l'AAC1; les Fabaceae (17 genres), les Annonaceae (8 genres), les Malvaceae (8 genres), les Euphorbiaceae (6 genres) les Meliaceae (5 genres) et les Rubiaceae (5 genres) pour l'AAC2; les Fabaceae (8 genres), les Malvaceae (7 genres), les Annonaceae (5 genres) et les Rubiaceae (5 genres) pour l'AAC3.

Tableau VIII. Diversité des familles en fonction de genres (au moins 5 genres par familles). NG: nombre de genres.

Familles	Témoin		AAC1		AAC2		AAC3	
	NG	%	NG	%	NG	%	NG	%
Fabaceae	17	14,17	18	15,92	18	17,48	8	10
Malvaceae	13	10,83	8	7,08	13	12,62	7	8,75
Annonaceae	8	6,67	8	7,08	8	7,77	5	6,25
Euphorbiaceae	8	6,67	7	6,19	6	5,83	-	-
Sapotaceae	7	5,83	7	6,19	-	-	-	-
Cannabaceae	5	4,17	-	0,00	-	-	-	-
Meliaceae	5	4,17	5	4,42	5	4,85	-	-
Rubiaceae	5	4,17	6	5,31	5	4,85	5	6,25
Strombosiaceae	5	4,17	5	4,42	-	-	-	-
Moraceae	-	-	7	6,19	-	-	-	-

III.1.2.7. Diversité des genres dans les assiettes annuelles de coupe

Le coefficient générique ($0,04 \leq CG \leq 0,52$) pour l'ensemble de la FCD est faible (Tableau IX). Les valeurs faibles dénotent une diversité importante dans les différentes AAC. Ces valeurs sont comprises entre 0,06 % et 0,35 % pour l'AAC1; 0,07 % et 0,22 % pour l'AAC2; 0,13 % et 0,52 % pour l'AAC3 et entre 0,04 % et 0,17 % pour l'AAC témoin. Dans l'AAC témoin, les genres les plus diversifiés sont *Celtis* (4 espèces: *C. adolfi-friderici*, *C. africana*, *C. tessmannii*, *C. zenkeiri*), *Irvingia* (4 espèces: *I. excelsa*, *I. wombolu*, *I. grandifolia*, *I. robur*) et *Xylopia* (4 espèces: *X. hypolampra*, *X. phoiodora*, *X. quintasii*, *X. staudtii*). Dans AAC1, les genres les plus diversifiés sont *Chrysophyllum* (6 espèces: *C. africana*, *C. beguei*, *C. boukokoensis*, *C. gigantea*, *C. lacourtiana*, *C. perpulchra*), *Cola* (4 espèces: *C. lepidota*, *C. ficifolia*, *C. ballayi*, *C. argentea*) et *Celtis* (5 espèces: *C. adolfi-friderici*, *C. africana*, *C. philippensis*, *C. tessmannii*, *C. zenkeiri*). Dans l'AAC2, les genres les plus diversifiés sont *Celtis* (3 espèces: *C. adolfi-friderici*, *C. africana*, *C. zenkeiri*), *Irvingia* (3 espèces: *I. wombolu*, *I. grandifolia*, *I. robur*), *Cola* (3 espèces: *C. nitida*, *C. argentea*, *C. ballayi*). Dans l'AAC3, les *Celtis* (4 espèces: *C. adolfi-friderici*, *C. africana*, *C. tessmannii*, *C. zenkeiri*), les *Cola* (3 espèces: *C. altissima*, *C. argentea*, *C. ballayi*) et les *Chrysophyllum* (3 espèces: *C. africana*, *C. beguei*, *C. gigantea*) représentent les genres les plus abondants.

Tableau IX. Coefficients génériques en fonction du nombre d'espèce dans les assiettes annuelles de coupe. NG: Nombre de genres; CG: Coefficients génériques.

Nombre d'espèces	Assiettes Annuelles de Coupe							
	AAC1		AAC2		AAC3		Témoin	
	NG	CG (%)	NG	CG (%)	NG	CG (%)	NG	CG (%)
1	89	5,14	91	6,84	73	9,59	95	4,08
2	13	1,52	10	1,50	4	1,05	14	1,20
3	8	1,40	3	0,68	2	0,78	8	1,03
4	1	0,23	-	-	1	0,52	3	0,51
5	1	0,29	-	-	-	-	-	-
6	1	0,35	-	-	-	-	-	-
Total	113	8,93	102	9,02	80	12,09	120	6,85

III.1.2.8. Diversité bêta (β) entre les assiettes

Du point de vu diversité, l'indice de similarité de Sørensen montre une forte similarité floristique (Sørensen = 71,49 %) entre l'AAC2 et l'AAC3 (Tableau X). Les coefficients calculés signalent une bonne similarité entre les AAC dans la FCD. Il ressort de cette analyse que l'exploitation forestière impacte peu sur la richesse spécifique entre les AAC exploitées. Les AAC exploitées et témoin appartiennent à la même communauté végétale ($K_s > 50$ %). Malgré l'intensité de l'exploitation forestière dans les assiettes exploitées, le massif forestier conserve son fond floristique.

Tableau X. Matrice de similarité (indice de Sørensen) entre les assiettes annuelles de coupe.

AAC	Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
Témoin	100	68,45 %	70,71 %	64,66 %
AAC1		100	65,98 %	60,77 %
AAC2			100	71,49 %
AAC3				100

Dans l'optique d'apprécier le potentiel d'une telle classification et l'effet potentiel d'un échantillonnage réduit, l'Analyse en Composante Hiérarchique (ACH) par la méthode de corrélation a été utilisée. Bien que ces assiettes appartiennent à une même communauté végétale selon l'indice de similarité de Sørensen, l'apport de ACH permet de distinguer deux groupes (Fig. 19).

Le groupe 1 est constitué uniquement de l'AAC3. Elle représente la dernière assiette exploitée par rapport aux autres. Elle est caractérisée par une faible richesse spécifique (en valeur absolue). Cette dernière a un potentiel ligneux plus abondant par rapport aux autres espèces.

Le groupe 2 est constitué de trois assiettes à savoir: témoin, AAC1 et AAC2. Ces trois assiettes ont en moyenne 69,14 % d'espèces communes. À l'intérieur de ce groupe, on retrouve deux sous-groupes dont l'un est constitué uniquement de l'AAC2 et l'autre de l'assiette témoin et l'AAC1. Mais, on observe une forte similarité entre le témoin et l'AAC1 avec 75,57 % d'espèces communes.

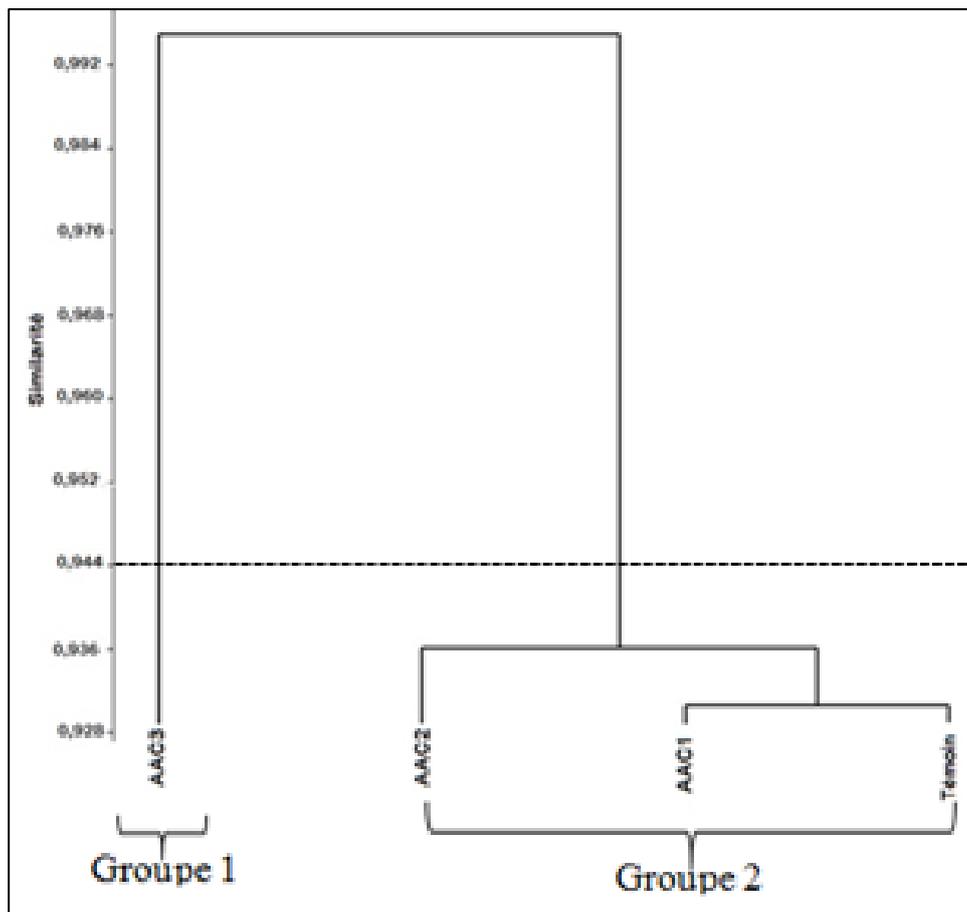


Fig. 19. Dendrogramme de similarité des assiettes annuelles de coupe.

III.1.2.9. Fond floristique des espèces inventoriées

L'analyse du tableau XI montre que, sur les 232 espèces inventoriées, 56 sont communes dans les quatre assiettes tandis que les autres ne sont communes à trois, à deux et parfois propres à une seule assiette. Il ressort que *Blighia welwitschii* est l'espèce la plus représentative de ce fond floristique avec une valeur de IVI égale à 27,02. Une espèce affiche

la plus faible valeur de IVI parmi les espèces constituant le fond floristique de la forêt dense semi-décidue. Il s'agit de *Bridelia micrantha* avec une valeur de IVI égale à 0,18.

Tableau XI. Fond floristique de la forêt communale de Dimako.

N°	Espèces communes	IVI	Coefficient de variation (%)
1	<i>Allanblackia floribunda</i>	2,07	85,39
2	<i>Alstonia boonei</i>	5,74	63,43
3	<i>Amblygonocarpa</i>	1,23	140,7
4	<i>Anonidium mannii</i>	13,11	123,61
5	<i>Antiaris africana</i>	2,44	75,08
6	<i>Blighia welwitschii</i>	27,02	143,18
7	<i>Bridelia micrantha</i>	0,18	65,32
8	<i>Ceiba pentandra</i>	5,07	43,85
9	<i>Celtis adolfi friderici</i>	7,99	88,30
10	<i>Cleistopholis patens</i>	1,69	78,62
11	<i>Coelocaryon preussi</i>	3,20	68,63
12	<i>Coffea</i> sp.	2,13	123,29
13	<i>Cola ballayi</i>	0,59	79,75
14	<i>Cordia platythyrsa</i>	3,18	71,27
15	<i>Corynanthe pachyceras</i>	2,53	97,27
16	<i>Dacryodes macrophylla</i>	1,59	142,16
17	<i>Desbordesia glaucescens</i>	10,88	56,39
18	<i>Desplatsia dewevrei</i>	2,34	158,33
19	<i>Diospyros crassiflora</i>	2,18	144,92
20	<i>Drypetes</i> sp.	4,01	70,44
21	<i>Duboscia macrocarpa</i>	18,37	110,47
22	<i>Annickia chlorantha</i>	8,61	105,4
23	<i>Erythroleum ivorense</i>	1,29	69,81
24	<i>Funtumia elastica</i>	6,26	69,41
25	<i>Chrysophyllum gigantea</i>	1,17	162,45
26	<i>Leplaea cedrata</i>	0,85	76,92
27	<i>Hylodendron gabonense</i>	8,05	64,25
28	<i>Iringia wombolu</i>	1,52	38,03

29	<i>Keayodendron bridelioides</i>	3,06	126,88
30	<i>Klainedoxa gabonensis</i>	6,53	93,38
31	<i>Lannea welwitschii</i>	0,97	149,25
32	<i>Lovoa trichilioides</i>	0,60	108,11
33	<i>Macaranga hurifolia</i>	1,69	133,92
34	<i>Malacantha alnifolia</i>	1,08	63,38
35	<i>Mansonia altissima</i>	5,42	50,11
36	<i>Markhamia tomentosa</i>	0,98	50,46
37	<i>Musanga cecropioides</i>	13,33	53,94
38	<i>Neosloetiopsis kamerunensis</i>	4,11	97,11
39	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	1,35	39,43
40	<i>Newtonia griffoniana</i>	0,45	51,22
41	<i>Pentaclethra macrophylla</i>	1,40	61,02
42	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	7,87	72,79
43	<i>Piptadeniastrum africanum</i>	2,90	96,97
44	<i>Pterygota macrocarpa</i>	1,11	56,98
45	<i>Pycnanthus angolensis</i>	21,02	139,79
46	<i>Ricinodendron heudelotii</i>	3,68	46,37
47	<i>Santiria trimera</i>	1,51	128,51
48	<i>Staudtia kamerunensis</i>	1,51	81,55
49	<i>Sterculia mildbraedii</i>	5,49	102,81
50	<i>Sterculia rhinopetala</i>	11,99	125,92
51	<i>Strombosiopsis tetrandra</i>	1,19	163,06
52	<i>Tabemamontana crassa</i>	13,14	169,71
53	<i>Terminalia superba</i>	6,85	24,16
54	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	4,82	63,46
55	<i>Uapaca guineensis</i>	8,15	131,68
56	<i>Xylopia phoiadora</i>	0,47	53,21

II.1.2.10. Distribution des assiettes en fonction des paramètres biologiques

L'analyse en composante principale a été réalisée avec l'ensemble des assiettes échantillonnées (Fig. 20). L'axe 1 montre une inertie de 67,94 % et l'axe 2 exprime 27,26 %. L'axe 1 oppose les assiettes selon le nombre de famille et le diamètre moyen, tandis que l'axe

2 oppose les assiettes selon l'Équitabilité de Pielou, l'Indice de Shannon, le nombre de genre et le nombre d'espèces dans chaque assiette. L'assiette témoin et l'AAC3 se discriminent des autres par les diamètres moyens élevés puis du nombre de famille élevé. Par ailleurs, l'AAC1 et l'AAC2 se particularisent par l'indice de Shannon élevé.

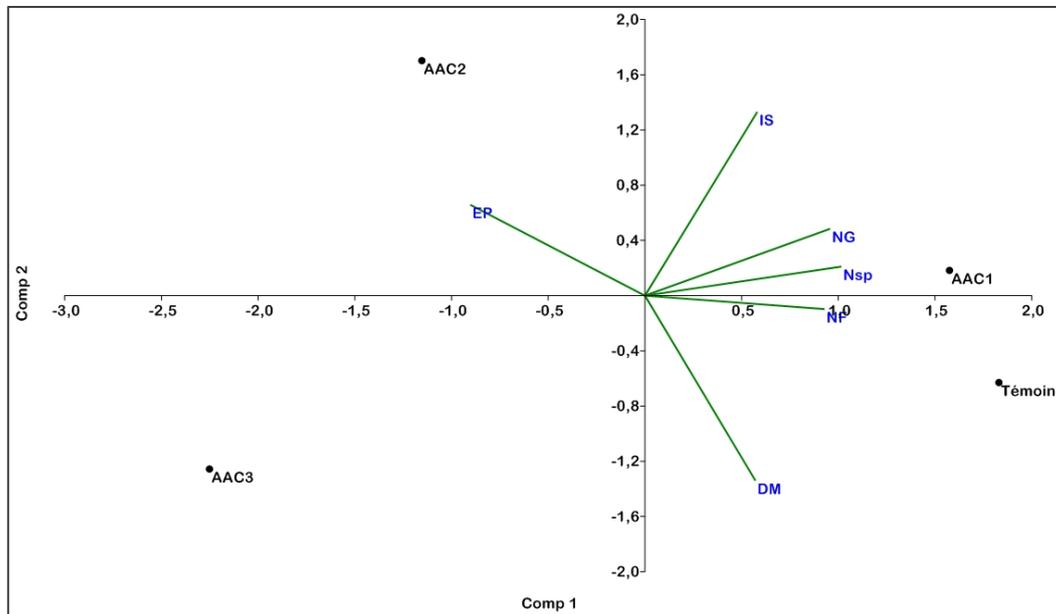


Fig. 20. Analyse en composantes principales des parcelles inventoriées. Paramètres biologiques: Équitabilité de Pielou (EP), Indice de Shannon (IS), Nombre de famille (NF), Nombre de genres (NG), Nombre d'espèces (Nsp), Diamètre moyen (DM).

III.1.2.11. Variabilité de distribution des assiettes en fonction des paramètres biologiques et environnementaux

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) élaborée à partir des paramètres biologiques révèle une distribution des assiettes en deux groupes (Fig. 21).

Le premier groupe est constitué des AAC3 et AAC2. Ces deux assiettes ont en moyenne 50 % d'espèces communes. Elles enregistrent en moyenne 15,11 % de progression et 34,51 % de régression au cours de l'évolution. Le taux de régression est dû à la disparition progressive des espèces sciaphiles en faveur des espèces héliophiles. Les espèces communes les plus diversifiées sont *Antiaris welwitschii*, *Celtis tessmannii*, *C. zenkeiri*, *Cola argentea*, *Chrysophyllum africana*, *C. beguei*, *Leplaea thompsonii*, *Sterculia rhinopetala*, *Strombosia pustulata* et *Trichilia dregeana*.

Le deuxième groupe comprend l'assiette témoin et l'AAC1. Ces assiettes ont en moyenne 75,57 % d'espèce commune. Ceci confirme la différence significative entre ces deux parcelles ($p\text{-value} = 0,034$). Les espèces les plus représentées sont *Blighia welwitschii*,

Pycnanthus angolensis, *Duboscia macrocarpa*, *Tabernaemontana crassa*, *Sterculia rhinopetala*, *Musanga cecropioides*, *Desbordesia glaucescens* et *Anonidium mannii*.

Il en ressort que la distance entre les parcelles est fonction de l'âge mis après exploitation forestière, ainsi que la diversité de chaque assiette.

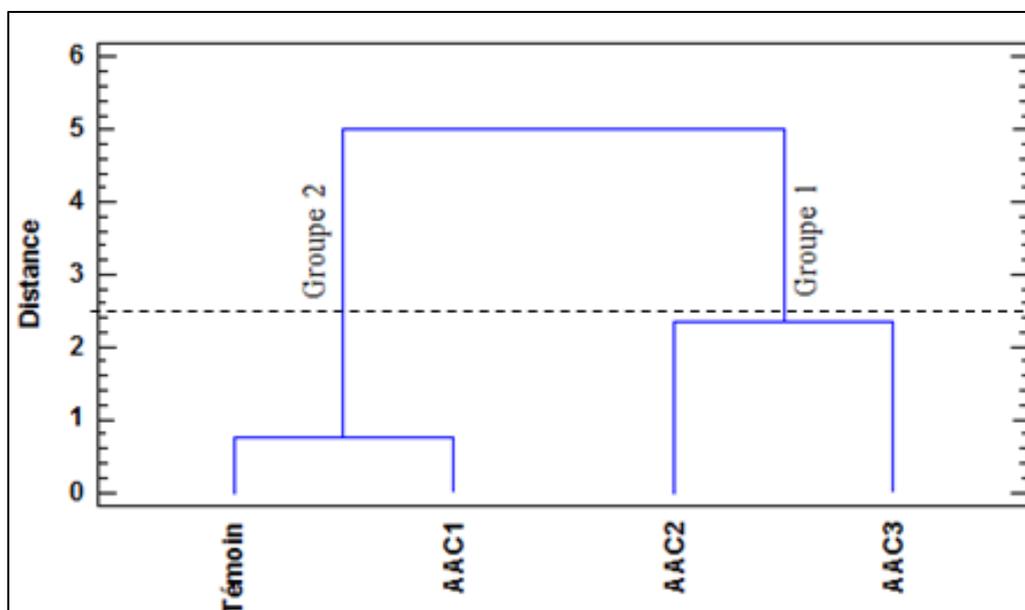


Fig. 21. Dendrogramme présentant les assiettes annuelles de coupe inventoriées dans la Forêt Communale de Dimako.

III.1.2.12. Traits de vie des espèces ligneuses dans les assiettes

III.1.2.12.1. Aire de répartition des espèces ligneuses

L'analyse des données montre que, les espèces Omni-guinéo-congolaises sont largement représentées dans les assiettes échantillonnées. Par ordre décroissant, les valeurs sont de 65,57 %, de 63,54 %, de 63,16 % et de 61,47 % respectivement dans l'assiette témoin, l'AAC2, l'AAC3 et l'AAC1 (Tableau XII). L'AAC1 se singularise par la présence d'une espèce Afro-Américaine (*Symphonia globulifera*). Cette augmentation du groupe écologique s'observe également dans l'AAC1 et l'AAC2 par la présence de l'espèce Afro-malgache (*Treulia africana*). Par ailleurs, l'AAC3 présente une dynamique régressive des espèces Bas-guinéo-côtière (*Entandrophragma angolense*, *Isolona hexaloba*, *Markhamia lutea*). En effet, les espèces à large distribution représentent 4,10 % pour l'assiette témoin, 4,16 % pour l'AAC1, 4,92 % pour l'AAC2 et 6,57 % pour l'AAC3. L'indice d'équitabilité de piélou des différents types phytogéographiques est de 0,61 pour l'assiette témoin, de 0,54 pour l'AAC1, de 0,57 pour l'AAC2 et de 0,62 pour l'AAC3. L'analyse détaillée des types de distribution, phytogéographique, de l'ensemble spécifique montre une large distribution équitable des espèces dans l'AAC3.

Tableau XII. Spectre de distribution phytogéographique dans les assiettes annuelles de coupe. Pant: Pantropicales; AA: Afro-Américaines; Pal: Paléotropicales; At: Afro-tropicales; AM: Afro-malgaches; BG: Bas-guinéennes; BGC: Bas-guinéo-congolaises; BG-Cot: Bas-guinéo-côtier; G: Guinéennes; GC: Omni-guinéo-congolaises; C-Z: Congolo-zambériennes; GC-Z: Guinéo-congolaise-zambériennes.

Chrorologie	Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
	%	%	%	%
Espèces à large distribution				
Pant	1,64	0,82	1,04	1,31
AA		0,82		
Pal	2,46	3,28	3,12	5,26
Espèces africaines à large distribution				
At	5,74	5,74	4,17	6,58
AM		0,82	1,04	
Espèces endémiques guinéo-congolaises				
BG	9,84	10,65	6,25	6,58
BGC	4,10	8,20	9,37	7,89
BG Cot	1,64	2,46	2,08	
G	6,56	4,92	7,29	6,58
GC	65,57	61,47	63,54	63,16
Espèces de liaison				
C-Z	0,82	0,82	1,04	1,31
GC-Z	0,82	1,64	1,04	1,31

III.1.2.12.2. Distribution des espèces par types de diaspore

Le spectre des types de diaspore montre que les sarcochores sont les groupes dominants de toutes les assiettes étudiées. Elles représentent respectivement de 72,41 % dans l'AAC3, de 70,48 % dans le témoin, de 69,52 % dans l'AAC1 et de 63,85 % dans l'AAC2 (Fig. 22). Les espèces majoritairement représentées par les sarcochores sont *Beilschmiedia anacardioides*, *Azelia pachyloba*, *Canarium schweinfurthii*, *Cleistopholis glauca*, *Dacryodes macrophylla*, *Irvingia wombolu*, *Myrianthus arboreus*, *Musanga cecropioides*, *Nauclea diderrichii* et *Pycnanthus angolensis*. Ces espèces regroupent celles qui concourent à la fermeture de la canopée (mésophanérophyles).

Les ptérochores représentent le type de diaspore le plus dominant après les sarcochores. Elles ont une forte proportion dans l'AAC1 (19,05 %) et l'AAC2 (19,27 %), et une faible

proportion dans l'AAC3 (13,79 %). Les espèces les plus représentées dans ce groupe sont *Amphimas ferrugineus*, *Cylicodiscus gabonensis*, *Desbordesia glaucescens*, *Entandrophragma angolense*, *Hylodendron gabunense*, *Markhamia tomentosa*, *Macaranga hurifolia* et *Petersianthus macrocarpus*. Ces espèces sont plus diversifiées dans la zone Omni-guinéo-congolaises et sont majoritairement constituées des espèces à tempérament sédentaire.

Les pogonochores sont plus dominants dans l'AAC3 (6,89 %) par rapport à d'autres assiettes. Ce groupe est constitué d'espèces mésophanérophytes telles que *Ceiba pentandra*, *Bombax buonopozense*, *Alstonia boonei* et *Funtumia elastica*.

Les ballochores sont plus abondants dans l'AAC2 (6,02 %) et moins abondants dans l'assiette témoin (2,86 %). Les espèces les plus abondantes sont celles qui participent à la fermeture de la canopée comme *Anthonotha macrophylla*, *Copaifera mildbraedii*, *Crudia klainei*, *Gilbertiodendron dewevrei*, *Parkia filicoidea*, *Pentaclethra macrophylla* et *Khaya ivorensis*.

Les espèces barochores ont une proportion plus importante dans l'AAC2 (2,41 %) et moins importante dans l'AAC1 (0,95 %). Ce groupe regorge les espèces telles que *Distemonanthus benthamianus*, *Drypetes gossweileri*, *Erythroleum ivorense*.

Les sclérochores sont plus abondants dans l'assiette témoin (4,76 %) et moins abondants dans l'AAC1 (2,86 %). Ce type de diaspore se retrouve chez les espèces mésophanérophytes comme *Macaranga hurifolia*, *Lasiodiscus marmoratus*, *Grossera macrantha* et une espèce Microphanérophytes telle que *Rinorea* sp.

L'AAC1 se particularise par l'apparition d'une espèce pléochores, c'est le groupe des espèces ayant des diaspores munies d'un dispositif de flottaison. L'espèce caractéristique de ce groupe est *Sacoglottis gabonensis* qui est répartie dans la zone Guinéenne.

L'indice d'équitabilité des types de diaspore est de 0,55 pour l'assiette témoin, de 0,53 pour l'AAC1, de 0,63 pour l'AAC2 et de 0,52 pour l'AAC3. Les espèces sont plus distribuées équitablement dans l'AAC2 en ce qui concerne les types de diaspore.

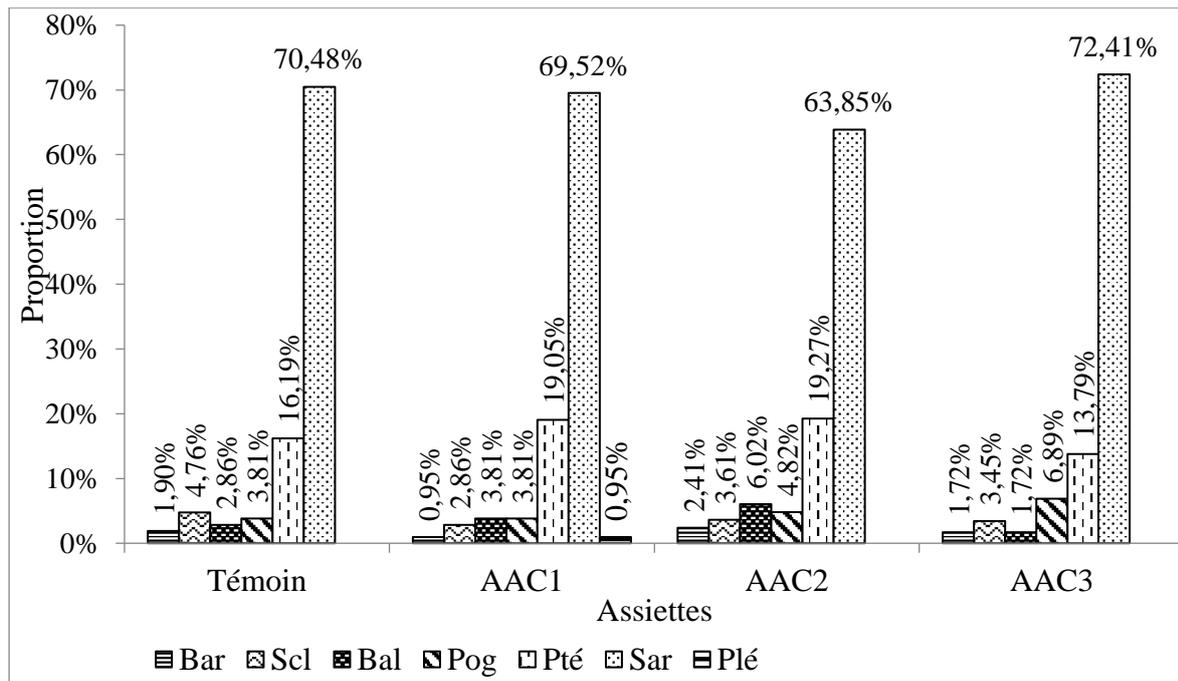


Fig. 22. distribution des espèces en fonction des types de diaspore dans les assiettes.

Bar: barochores; Scl: sclérochores; Bal: ballochores, Pog: pogonochores; Pté: ptérochores; Sar: saccochores; Plé: pléochores.

III.1.2.12.3. Distribution des espèces par mode de dissémination

À l'issue de cette analyse, quatre modes de dissémination des diaspores ont été identifiés dans les AAC exploitées et l'assiette témoin. Il s'agit de l'anémochorie, de l'endozoochorie, de l'autochorie et de l'hydrochorie. L'endozoochorie est le mode de dispersion prédominant suivi de l'anémochorie et l'autochorie, enfin l'hydrochorie (Tableau XIII).

Dans l'assiette témoin, les modes de dissémination identifiés sont l'anémochorie (24,76 %), l'endozoochorie (70,48 %) et l'autochorie (4,71 %). Dans l'AAC1, quatre modes de dissémination ont été identifiés. Il s'agit de l'endozoochorie (69,52 %), l'anémochorie (25,72 %), l'autochorie (4,76 %) et l'hydrochorie (0,95 %). L'endozoochorie (63,85 %) est le mode de dissémination le plus important dans l'AAC2, suivi de l'anémochorie (27,70 %) et enfin l'autochorie (8,43 %). Le mode de dissémination le plus représenté dans l'AAC3 est l'endozoochorie (72,41 %) et l'autochorie (5,17 %) est le mode de dissémination le moins représenté. Ces informations montrent notamment l'importance du vent et des animaux, comme facteur de transport des graines et dans la colonisation de la végétation.

Tableau XIII. Répartition des modes de dissémination dans les assiettes.

Assiettes				
Mode dissémination	Témoin	AAC1	AAC2	AAC3
Anémochorie	24,76%	25,72%	27,70%	24,13%
Endozoochorie	70,48%	69,52%	63,85%	72,41%
Autochorie	4,71%	4,76%	8,34%	5,17%
Hydrochorie		0,95%		

III.1.2.12.4. Distribution des espèces par tempérament dans les assiettes

L'analyse de la figure 23 révèle que les espèces sédentaires sont les plus dominantes dans les différentes assiettes échantillonnées. Par ordre décroissant, les proportions sont respectivement de 58,44 % dans l'AAC1, de 51,47 % dans l'AAC2, de 50,88 % dans l'AAC3 et de 50,60 % dans l'assiette témoin. Les espèces caractéristiques de ce type biologique sont *Allanblackia floribunda*, *Antiaris africana*, *Blighia welwitschii*, *Celtis tessmannii*, *Diospyros bipidensis*, *Leplaea thompsonii*, *Irvingia robur*, *Santiria trimera*, *Trichoscypha acuminata* et *Uapaca guineensis*. Ces espèces sont celles qui contribuent à la construction du stade climacique. Elles sont suivies par les espèces pionnières, qui représentent le groupe qui colonise en premier les milieux perturbés. Les valeurs les plus importantes sont observées dans l'assiette témoin (31,32 %) et les moins importantes dans l'AAC1. Dans ce groupe, les espèces les plus représentées sont *Albizia glaberrima*, *Alstonia boonei*, *Barteria fistulosa*, *Cleistopholis patens*, *Erythroxylum mannii*, *Lannea welwitschii*, *Macaranga hurifolia*, *Musanga cecropioides*, *Myrianthus arboreus*, *Nauclea diderrichii*, *Pteleopsis hylodendron*, *Pycnanthus angolensis*, *Ricinodendron heudelotii*, *Tetrapleura tetraptera*, *Trema orientalis*, *Triplochiton scleroxylon* et *Zanthoxylum heitzii*.

Les espèces à tempérament cicatriciel éphémère sont celles qui contribuent à la reconstruction verticale du milieu après perturbation. Elles viennent en troisième rang. Elles sont plus abondantes dans l'assiette témoin (13,25 %) et moins abondantes dans l'AAC1 (9,09 %). Ces espèces à tempérament cicatriciel sont représentées par *Anthonotha macrophylla*, *Antidesma venosum*, *Ceiba pentandra*, *Distemonanthus benthamianus*, *Lovoa trichilioides*, *Greenwayodendron suaveolens* et *Tabernaemontana crassa*. Elles sont majoritairement constituées d'espèces de sous-bois. La valeur élevée des espèces à tempérament cicatriciel dans l'AAC3 (10,53) pourrait être due à l'abondance des arbres de grand diamètre non exploitables (*Ceiba pentandra* et *Sterculia mildbraedii*). Ce type biologique est caractérisé par les espèces comme *Pentaclethra macrophylla*, *Sacoglottis gabonensis* et *Coelocaryon preussii*.

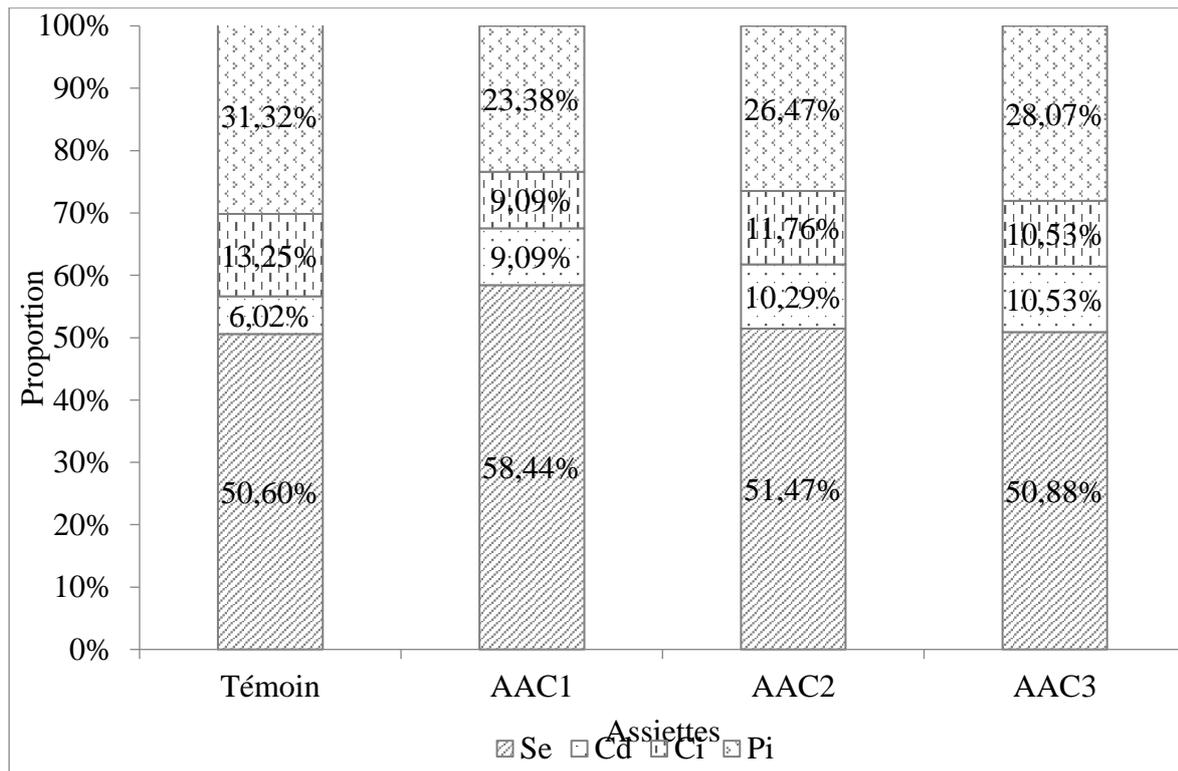


Fig. 23. Spectre des tempéraments des espèces. Se: espèces sédentaires; Cd: espèces à tempérament cicatricielle durable; Ci: espèces à tempérament cicatricielle éphémère; Pi: espèces pionnières.

III.1.2.12.5. Types biologiques

L'analyse du contingent d'espèces inventoriées dénote l'existence d'un seul groupe biologique, à savoir les phanérophytes (Fig. 24). L'analyse de la composition spectrale fait ressortir l'importance des Mésophanérophytes avec des valeurs qui oscillent entre 79,59 % (témoin) et 84,85 % (AAC3). Ce type regroupe les espèces comme *Anthonotha lamprophylla*, *Baillonnella toxisperma*, *Barteria fistulosa*, *Ceiba pentandra*, *Celtis tessmannii*, *Detarium macrocarpum*, *Diospyros crassiflora*, *Funtumia elastica*, *Garcinia manni*, *Keayodendron bridelioides* et *Macaranga hurifolia*. L'abondance de ces derniers prouve la dominance de la strate moyenne dans les assiettes étudiées. Les microphanérophytes viennent en deuxième position. Ils sont dominants dans l'AAC1 (10,20 %) suivi de l'assiette témoin et l'AAC3 et enfin l'AAC2. Les espèces prépondérantes de ce groupe sont représentées par les *Beilschmiedia anacardioides*, *Blighia welwitschii*, *Bridelia micrantha*, *Cola argentea*, *Desplatsia dewevrei*, *Heisteria parvifolia* et *Schumanniphyton magnificum*. L'absence des mégaphanérophytes dans l'AAC3 pourrait s'expliquer par le fait, qu'après perturbation, ces espèces sciaphiles s'individualisent après l'installation des espèces héliophiles. Les nanophanérophytes (*Croton*

macrostachyus, *Massularia acuminata*, *Strychnos* sp.) dominant dans l'AAC2 (3,95 %). En valeur absolue, ces espèces sont moins représentées dans l'AAC3 (4 individus).

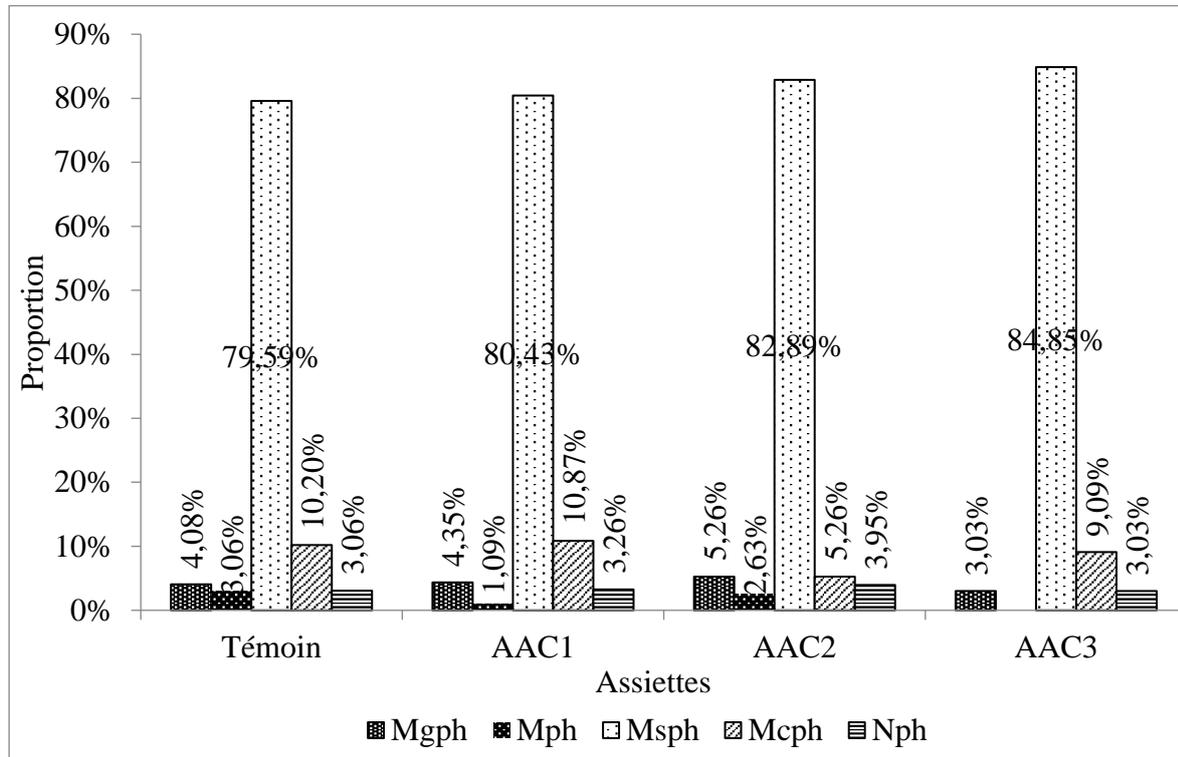


Fig. 24. Types biologiques des espèces inventoriées dans les différentes assiettes annuelles de coupe. Mgph: Mégaphanérophytes; Mph: Macrophanérophytes; Msph: Mésophanérophytes; Mcph: Microphanérophytes; Nph: Nanophanérophytes.

III.1.2.13. Régénération des espèces dans les assiettes

Les résultats montrent que la régénération naturelle est bonne dans les 4 AAC étudiées. Le taux de régénération est de 97,65 % pour l'assiette témoin, de 91,41 % pour l'AAC1, de 93,41 % pour l'AAC2 et de 94,91 % pour l'AAC3. La régénération est plus élevée dans l'assiette témoin par rapport aux autres. Ceci est dû aux conditions écologiques et édaphiques plus favorables pour l'installation des jeunes pousses dans cette AAC.

III.1.2.14. Paramètres structuraux

III.1.2.14.1. Abondance des tiges

Dans l'ensemble des sites échantillonnés, la densité moyenne des tiges adultes à l'hectare varie entre 382 et 286 tiges/ha, celle des juvéniles varie entre 7 370 et 4 231 tiges/ha. L'AAC1 recense le plus grand nombre de tiges adultes (382 ± 44 tiges/ha). Ce qui n'est pas le cas pour les espèces juvéniles. Ces dernières sont plus abondantes dans l'assiette témoin (7370 ± 290 tiges/ha). L'AAC3 enregistre la plus faible densité des espèces ligneuses adultes ($286,5$

$\pm 67,26$ tiges/ha). Elle présente la deuxième plus grande valeur en individus juvéniles ($6187,5 \pm 256,34$ tiges/ha) dans la FCD (Fig. 25).

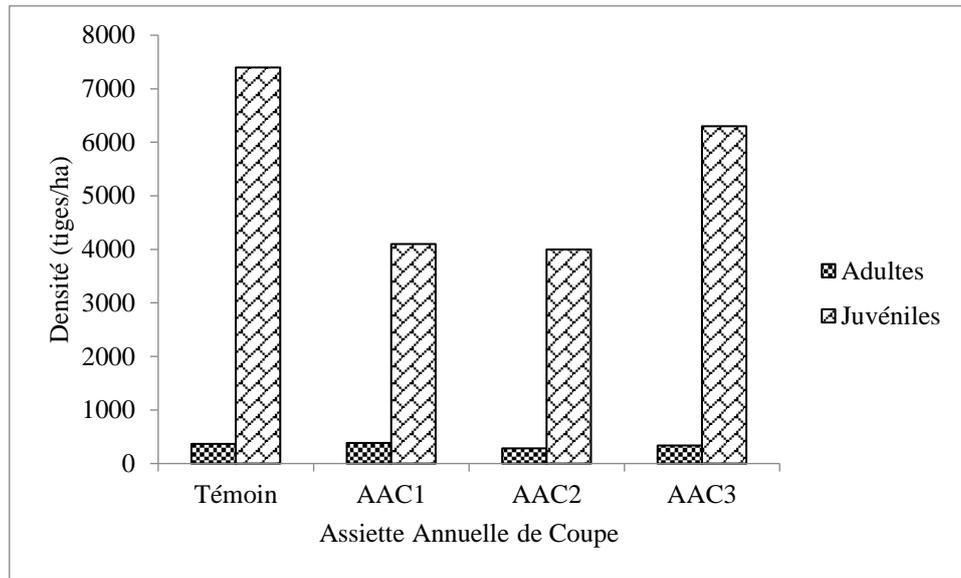


Fig. 25. Distribution des individus en fonction de la densité moyenne dans les assiettes.

III.1.2.14.2. Évolution de la surface terrière

Les résultats de la figure 26 illustrent la répartition de la surface terrière dans les quatre assiettes ($d_{hp} \geq 1$ cm). La comparaison des tests multiples montre que l'AAC3 ($61,73 \pm 2,07$ m²/ha) enregistre des valeurs de surface terrière plus élevées par rapport aux autres assiettes (Fig. 29). La valeur élevée de la surface terrière est due à l'abondance de tiges de gros diamètre. Dans cette assiette, les valeurs varient entre 1,01 m²/ha et 8,79 m²/ha soit en moyenne 3,86 m²/ha. La médiane calculée est de 3,58 m²/ha. Dans l'assiette témoin, la surface terrière est de $53,35 \pm 1,91$ m²/ha. Elle varie entre 0,26 m²/ha et 7,65 m²/ha soit en moyenne 3,33 m²/ha avec une médiane égale à 3,6 m²/ha. L'abondance des espèces juvéniles dans ces deux assiettes justifie la forte densité terrière dans ces assiettes. La surface terrière dans l'AAC1 est de $38,26 \pm 1,58$ m²/ha et varie entre 0,44 m²/ha et 5,49 m²/ha. La moyenne est de 2,25 m²/ha avec une médiane égale à 1,79 m²/ha. Dans l'AAC2 la surface terrière totale est de $37,61 \pm 1,28$ m²/ha et varie entre 0,71 m²/ha et 4,46 m²/ha. La moyenne est de 2,51 m²/ha et la médiane de 2,11 m²/ha.

En ce qui concerne les individus de $d_{hp} \geq 10$ cm, la surface terrière est de $45,7 \pm 1,58$ m²/ha, de $32,97 \pm 1,5$ m²/ha, de $33,34 \pm 1,23$ m²/ha et de $54,22 \pm 2$ m²/ha, respectivement dans l'assiette témoin, dans l'AAC1, dans l'AAC2 et dans l'AAC3. La présence des arbres de gros diamètre dans l'AAC3 explique le fort recouvrement exprimé par les arbres dans cette assiette.

Les analyses révèlent que, dans l'assiette témoin la valeur de la médiane est supérieure à la moyenne ($F = 2,93$; $p\text{-value} = 0,0406$). Ceci montre une distribution allongée vers les valeurs faibles. Par contre dans l'AAC1, l'AAC2 et l'AAC3 les valeurs de la moyenne sont supérieures à celles de la médiane ($p\text{-value} = 0,641$). Ceci indique une distribution étendue vers les valeurs élevées. Cette série évolutive explique l'hétérogénéité dans la dynamique des espèces ligneuse.

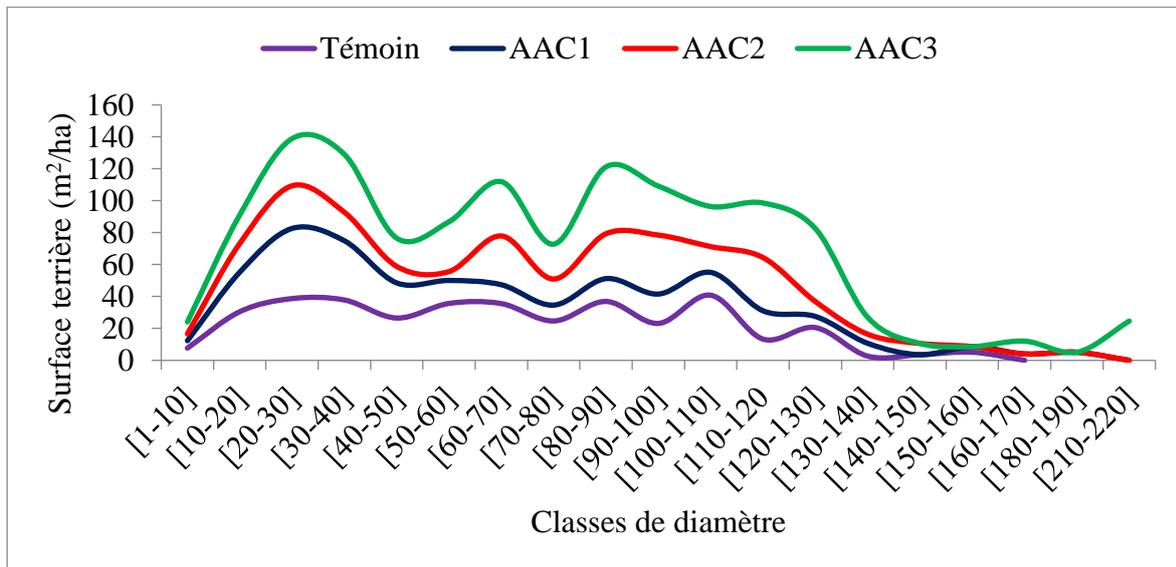


Fig. 26. Distribution des surfaces terrières par classes de diamètre.

III.1.2.14.3. Variation de la structure diamétrique dans les assiettes

L'allure de la courbe de la structure totale permet d'apprécier le passé et le présent du peuplement pour préfigurer son évolution. Dans la FCD, les diamètres issus des inventaires sont compris entre 1 cm (*Neosloetiopsis kamerunensis*, *Pycnanthus angolensis*, *Neosloetiopsis kamerunensis*, *Blighia welwitschii*) et 220 cm (*Sterculia mildbraedii*). Les espèces de diamètre inférieur à 10 cm inventoriées dans le cadre de cette étude sont en majorité les espèces caractéristiques des milieux en perpétuelle reconstitution (espèces pionnières). Par contre, la présence de *Sterculia mildbraedii* avec un grand diamètre se justifie par le fait que, cette espèce est moins commercialisée par la commune de Dimako. La distribution des individus par classe de diamètre (Fig. 27) montre que la structure des peuplements est similaire dans les quatre assiettes. Dans l'AAC1, il apparaît une augmentation brusque des individus de classes de diamètre compris entre 1 et 10. Les individus de diamètre compris entre 10-20, 20-30 et 30-40 sont les plus abondants dans le site. Ils représentent 62,83 % dans l'assiette témoin, 75,93 % dans l'AAC1, 66,29 % dans l'AAC2 et 58,72 % dans l'AAC3. Pour l'ensemble du massif, la structure en diamètre du peuplement présente une forme en « J » renversé pour l'assiette témoin

et l'AAC3. La régression des densités est due à la disparition des individus de la cohorte pionnière (1 cm à 10 cm). Par contre, la structure diamétrique des individus recensés dans l'AAC1 et AAC2 montre une distribution en cloche dyssymétrique. Cette répartition fait apparaître une prédominance des individus de diamètre compris entre 10 cm et 20 cm. Cependant, les résultats montrent que, la distribution des individus présente des caractères communs d'allures, elle montre une distribution exponentielle négative. Toutefois, elle se détache l'une de l'autre au sein des arbres de diamètre compris entre 1-10 cm et 10-20 cm. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'intensité d'exploitation n'est pas identique dans les assiettes exploitées.

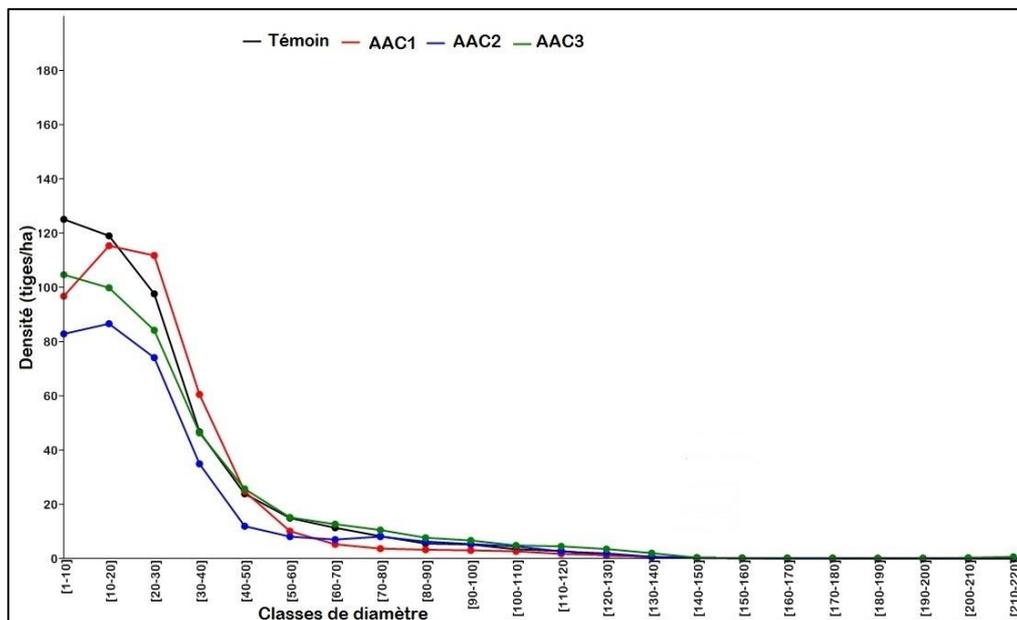


Fig. 27. Distribution des individus par classes de diamètre dans les assiettes.

III.1.2.14.4. Stratification des assiettes

Les résultats de la figure 28 illustrent la physiologie végétale des différentes assiettes inventoriées dans le site d'étude. Dans l'ensemble du massif forestier, trois types de strate sont retrouvés dans AAC. Il en ressort que, la strate arborescente constituée d'arbres de diamètre compris entre 30 et 70 cm est la plus dominante. La strate supérieure constituée d'arbres de diamètre supérieur à 70 cm est plus dense dans l'AAC3. Les espèces les plus représentées sont: *Ceiba pentandra*, *Musanga cecropioides*, *Nesogordonia papaverifera*, *Ricinodendron heudelotii*, *Sterculia mildbraedii*, *Pycnanthus angolensis*, *Petersianthus macrocarpus*, *Desbordesia glaucescens*, *Triplochiton scleroxylon*, *Antiaris africana* et *Alstonia boonei*. Cependant, ces essences ne font pas partie des principales essences exploitables au Cameroun, raison pour laquelle on les retrouve abondamment. Toutefois, l'abondance de la strate moyenne

dans les sites étudiés est l'indice de présence des écosystèmes mûres. Cette abondance est due à un déficit des tiges de diamètre supérieur à 70 cm. Ceci se justifie par le fait que l'absence des tiges de grand diamètre dans la forêt favorise la pénétration du rayonnement lumineux à travers le couvert végétal en impulsant la prolifération des individus de la strate moyenne. Par ailleurs, la strate arbustive est plus dominante dans l'assiette témoin (22,06 %). Cette strate est dominée par les espèces telles que *Trichilia dregeana*, *Tabernaemontana crassa*, *Pycnanthus angolensis*, *Greenwayodendron suaveolens*, *Neosloetiopsis kamerunensis*, *Blighia welwitschii* et *Anonidium mannii*. Cependant, les résultats montrent une dynamique positive de la strate moyenne dans l'AAC1. Comparativement à l'assiette témoin, l'AAC2 et l'AAC3 présentent une dynamique négative de la strate moyenne. Ces dynamiques s'expliquent par l'augmentation des espèces mésophanérophyles qui concourent à la fermeture du couvert végétal.

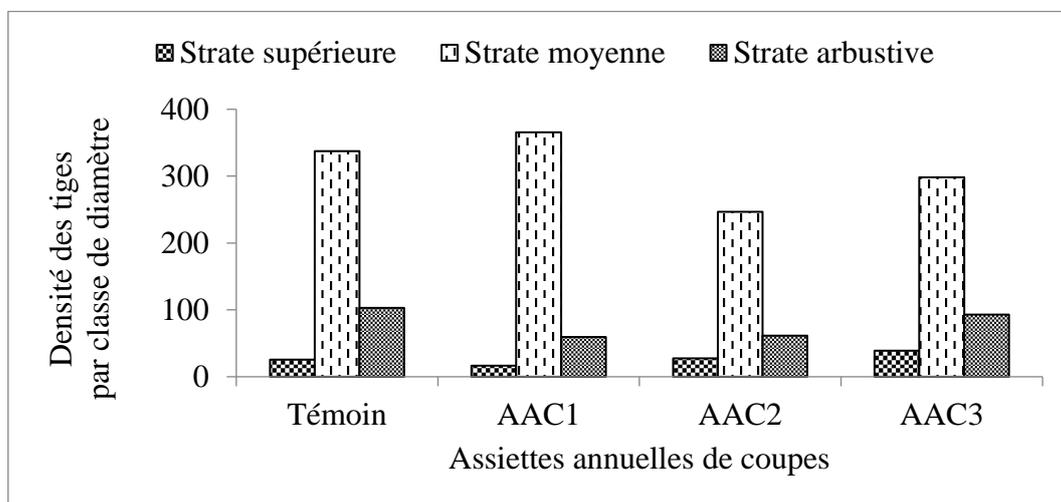


Fig. 28. Structure verticale des assiettes.

III.1.2.14.5. Contenance en bois sur pied dans les assiettes annuelles de coupe

L'analyse des données des tiges aménageables (diamètre supérieur à 20 cm) dans les AAC révèle que, les volumes de bois sur pied varient entre $291,66 \pm 3,71 \text{ m}^3/\text{ha}$ (AAC2) et $568,71 \pm 4,27 \text{ m}^3/\text{ha}$ (AAC3) (Fig. 29). Les volumes sont respectivement de $416,01 \text{ m}^3/\text{ha}$ et de $349,66 \text{ m}^3/\text{ha}$ pour l'AAC témoin et l'AAC1. L'évolution des volumes de bois sur pied par classe de diamètre montre une diminution des individus de classes de diamètre compris entre 40 cm et 60 cm dans l'AAC2. Tandis que dans l'assiette témoin, l'évolution des volumes de bois sur pied des individus de classes de diamètre compris entre 20 cm et 100 cm est constante. Le test statistique indique une différence significative entre les moyennes des paires de variables suivantes au niveau de confiance 95 %: témoin/AAC1; témoin/AAC3 et AAC2/AAC3 ($p\text{-value} = 0,0001$). Par ailleurs, ces analyses n'indiquent pas de différence

significative entre les paires de variables suivantes: AAC1/AAC2; témoin/AAC2 et AAC1/AAC3 (p-value = 0,386).

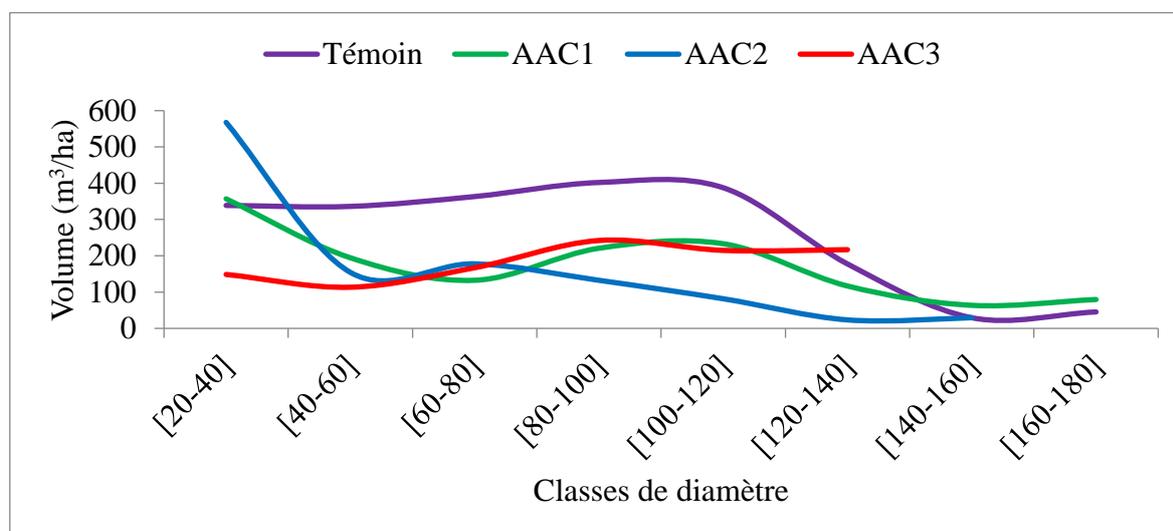


Fig. 29. Distribution des volumes de bois sur pied par classe de diamètre.

III.1.2.15. Statut de conservation

L'évaluation du statut de conservation des espèces de dhp ≥ 1 cm dans les différentes AAC montre que 20 espèces sont à conservation prioritaire dans l'assiette témoin, 16 espèces dans l'AAC1, 17 espèces dans l'AAC2 et 10 espèces dans l'AAC3 (Fig. 30).

Dans l'assiette témoin, une espèce rentre dans la catégorie CR (*Austranella congolensis*), 13 dans la catégorie VU (*Afzelia pachyloba*, *Beilschmiedia anacardioides*, *Drypetes preussii*, *Entandrophragma angolense*, *Entandrophragma cylindricum*, *Entandrophragma utile*, *Leplaea cedrata*, *Khaya grandifoliola*, *Lovoa trichilioides*, *Mansonia altissima*, *Nauclea diderrichii*, *Nesogordonia papaverifera* et *Ochna calodendron*) et 6 dans la catégorie NT (*Cola argentea*, *Diospyros crassiflora*, *Grossera macrantha*, *Meiocarpidium lepidotum*, *Polyscias fulva* et *Xylopia phiodora*).

Dans l'AAC1, 11 espèces apparaissent à la catégorie VU (*Baillonella toxisperma*, *Drypetes preussii*, *Entandrophragma cylindricum*, *Entandrophragma utile*, *Leplaea cedrata*, *Khaya anthotheca*, *Khaya ivorensis*, *Lovoa trichilioides*, *Mansonia altissima*, *Nesogordonia papaverifera* et *Ochthocosmus calothyrsus*) et 5 dans la catégorie NT (*Cola argentea*, *Diospyros crassiflora*, *Zanthoxylum dinklagei*, *Meiocarpidium lepidotum* et *Xylopia phiodora*).

Pour l'AAC2, 12 espèces sont classées en catégorie VU (*Afzelia bipindensis*, *Entandrophragma angolense*, *Entandrophragma cylindricum*, *Leplaea cedrata*, *Khaya*

grandifoliola, *Khaya ivorensis*, *Lovoa trichilioides*, *Mansonia altissima*, *Mitragyna stipulosa*, *Nauclea diderrichii*, *Nesogordonia papaverifera* et *Occhthocosmus calothyrsus*) et 5 espèces en catégorie NT (*Anopyxis klaineana*, *Cola argentea*, *Diospyros crassiflora*, *Meiocarpidium lepidotum* et *Xylopia phiodora*).

Dans l’AAC3 espèces font partie de la catégorie VU (*Afzelia bipindensis*, *Baillonella toxisperma*, *Leplaea cedrata*, *Lovoa trichilioides*, *Mansonia altissima*, *Nauclea diderrichii* et *Nesogordonia papaverifera*) et 3 espèces dans la catégorie NT (*Cola argentea*, *Diospyros crassiflora* et *Xylopia phiodora*).

Dans l’ensemble des espèces recensées, certaines appartiennent dans la catégorie LC, d’autres dans la catégorie NE et certaines dans la catégorie DD.

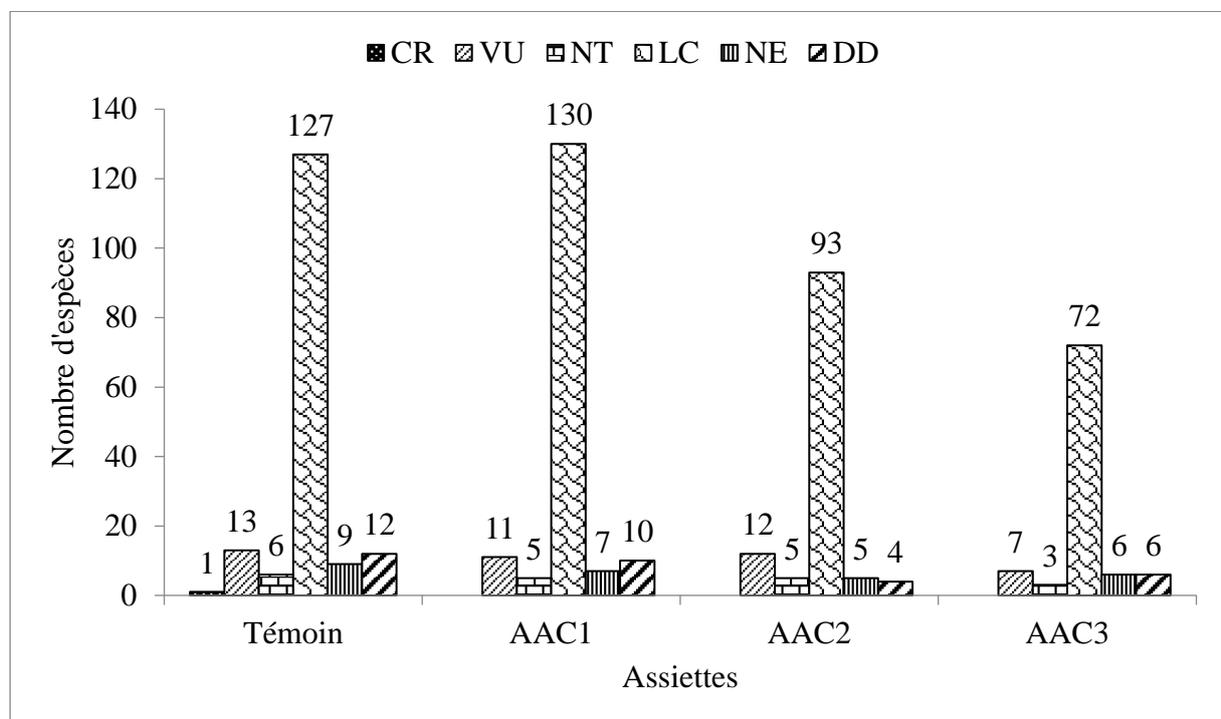


Fig. 30. Distribution des espèces menacées par catégorie. CR: en danger critique; VU: vulnérable; NT: quasi menacée; LC: préoccupation mineure; NE: non évaluée; DD: données insuffisantes.

III.1.3. Variation des stocks de carbone dans les différentes assiettes

III.1.3.1. Variation des stocks de carbone aérien

Les stocks de carbone aérien sont estimés à $187,06 \pm 4,94$ tC/ha dans l’assiette témoin, à $156,76 \pm 9,65$ tC/ha dans l’AAC1, à $187,59 \pm 6,11$ tC/ha dans l’AAC2 et à $286,52 \pm 17,53$ tC/ha dans l’AAC3 (Tableau XIV). Les contributions de ces individus du sous-bois dans le stockage de carbone sont de 9,86 % dans l’assiette témoin, de 4,18 % dans l’AAC1, de 3,29 % dans l’AAC2 et de 2,70 % dans l’AAC3. Les stocks de carbone des arbres de diamètre supérieur à 10 cm sont compris entre 150,2 tC/ha dans l’AAC1 et de 278,8 tC/ha dans l’AAC3. Une

différence significative existe entre l'AAC1 et l'AAC3 (p-value = 0,003). Concernant les individus de diamètre inférieur à 5 cm, les stocks de carbone varient entre 2,31 tC/ha dans l'AAC3 et de 3,13 tC/ha dans l'assiette témoin. Les analyses statistiques montrent des différences significatives entre témoin et AAC2 (p-value = 0,009) puis entre AAC1 et AAC2 (p-value = 0,0008) enfin entre AAC1 et AAC3 (p-value = 0,0003). Pour les individus de diamètre compris entre 5 et 10 cm, les valeurs des stocks de carbone sont plus élevées dans l'assiette témoin (6,09 tC/ha) et faible dans l'AAC2 (3,84 tC/ha) (p-value = 0,013). En comparant les stocks de carbone des individus de dhp \geq 10 cm, l'équation de Fayolle *et al.* (2018) élaborée à partir des espèces spécifiques du Bassin du Congo estime plus des stocks de carbone que celle de Chave *et al.* (2014). La proportion des stocks de carbone en fonction de l'équation spécifique à la zone d'étude (Fayolle *et al.*, 2018) augment successivement de 4,33 % (16,12 tC/ha), de 3,76 % (11,73 tC/ha), de 4,21 % (15,96 tC/ha) et de 3,23 % (18,62 tC/ha) respectivement dans l'assiette témoin, dans l'AAC1, dans l'AAC2 et dans l'AAC3.

Tableau XIV. Distribution des stocks de carbone aériens par compartiment dans les assiettes. C.V: coefficient de variation; AAC: assiette annuelle de coupe; *: Chave *et al.*, 2014; **: Fayolle *et al.*, 2018.

Pools de carbone		Assiettes annuelles de coupes					
		Témoin	AAC1	AAC2	AAC3	P-value	C.V
Stocks de carbone aérien (tC/ha)	D>10cm *	177,84±4,94	150,2±9,21	181,41±6,25	278,8±10,54	0,005	52,88 %
	D>10cm **	193,96±2,3	161,93±2,86	197,37±4,14	297,42±10,97	0,005	27,61
	5<D<10	6,09±0,2	3,85±0,3	3,84±0,2	5,44±0,5	0,0001	54,76 %
	D<5	3,13±0,1	2,71±0,01	2,34±0,2	2,31±0,2	0,37	65,59 %
	Total	187,06±4,95	156,76±9,65	187,59±6,11	286,52±11,63		

III.1.3.2. Stocks de carbone souterrain

Les stocks de carbone souterrains sont estimés à $70,39 \pm 0,08$ tC/ha, $57,94 \pm 0,09$ tC/ha, $57,94 \pm 0,09$ tC/ha et $57,94 \pm 0,09$ tC/ha respectivement dans l'assiette témoin, dans l'AAC1, dans l'AAC2 et dans l'AAC3 (Tableau XV). Il ressort que, les valeurs des stocks de carbone total sont plus élevées dans l'AAC3 (89,36 tC/ha) et faible dans les l'AAC1 (57,94 tC/ha). Le carbone des individus de dhp \geq 10 cm est plus élevé dans l'AAC3. L'assiette témoin et l'AAC2 viennent en deuxième et troisième position avec respectivement 65,95 tC/ha et 62,61 tC/ha. La plus faible valeur du carbone est obtenue dans l'AAC1 (54,92 tC/ha). Les différences entre les valeurs moyennes du carbone des individus de dhp \geq 10 cm sont significatives (p < 0,05). Le

carbone des individus de $5 < d_{hp} < 10$ cm est significativement élevé dans l'assiette témoin (2,82 tC/ha). Ce dernier est suivi par l'AAC3 avec 2,25 tC/ha. Les plus petites valeurs sont obtenues dans l'AAC1 et dans l'AAC2. Les différences entre les valeurs moyennes du carbone des individus de diamètre compris entre 5 et 10 cm ne sont significatifs ($p > 0,05$). Le carbone des tiges de $d_{hp} < 5$ est significativement élevé dans l'assiette témoin (1,62 tC/ha). La plus petite valeur du carbone est observée dans l'AAC3 (1,11 tC/ha). Les différences entre les valeurs moyennes du carbone des individus inférieurs à 5 cm est significative ($p < 0,05$). Cependant, les résultats montrent que, malgré le faible système racinaire des individus du sous-bois, ils ne sont pas en reste car contribuent significativement dans le stockage du carbone forestier souterrain. Leurs contributions sont de 6,31 % dans l'assiette témoin, de 5,21 % dans l'AAC1, de 4,35 % dans l'AAC2 et de 3,76 % dans l'AAC3.

Tableau XV. Répartition des stocks de carbone souterrain dans les assiettes. C.V: coefficient de variation; AAC: assiette annuelle de coupe.

Pools de carbone		Assiettes					
		Témoin	AAC1	AAC2	AAC3	P-value	C.V
Stocks de carbone souterrain (tC/ha)	D>10cm	65,95±0,06	54,92±0,08	62,61±0,11	85,01±0,33	0,002	46,44%
	5<D<10	2,82±0,01	1,71±0,01	1,72±0,01	2,25±0,02	0,05	50,64%
	D<5	1,62±0,004	1,31±0,01	1,13±0,01	1,11±0,01	0,000	52,28%
	Total	70,39±0,08	57,94±0,09	65,47±0,12	89,36±0,36		

III.1.3.3. Stocks de carbone des bois morts

Dans l'ensemble des assiettes étudiées, les stocks de carbone des bois morts sur pied (snags) varient entre 15,21 tC/ha pour l'assiette témoin et 84,71 tC/ha pour AAC2 (p -value = 0,04). En ce qui concerne les logs, les stocks de carbone sont plus élevés dans l'AAC3 (25,88 tC/ha) et faible dans l'assiette témoin (16,33 tC/ha) (p -value = 0,031) (Tableau XVI). L'importance des stocks de carbone dans les assiettes exploitées est due aux effets négatifs de l'exploitation forestière sur les arbres avoisinants.

Tableau XVI. Répartition des stocks des bois morts. C.V: coefficient de variation; AAC: assiette annuelle de coupe.

Pools de carbone	Assiettes					
	Témoin	AAC1	AAC2	AAC3	P-value	C.V
Stocks de carbone des snags (tC/ha)	15,21±0,76	27,17±0,61	84,71±2,55	70,11±4,42	0,02	72,35%
Stocks de carbone des logs (tC/ha)	16,33±1,33	25,72±1,57	17,31±1,31	25,88±1,46	0,06	65,27%

III.1.3.4. Variation des stocks de carbone totaux dans les assiettes

Dans l'ensemble des quatre assiettes inventoriées, les stocks de carbone totaux sont de $288,98 \pm 40,37$ tC/ha, de $269,84 \pm 30,86$ tC/ha, de $355,07 \pm 35,86$ tC/ha et de $470,93 \pm 57,73$ tC/ha respectivement dans l'assiette témoin, l'AAC1, l'AAC2 et l'AAC3 (Fig. 31). Les tests statistiques montrent qu'il n'existe pas une différence significative entre les quatre variables ($F = 0,196$; $dl = 6,552$; $p\text{-value} = 0,89$).

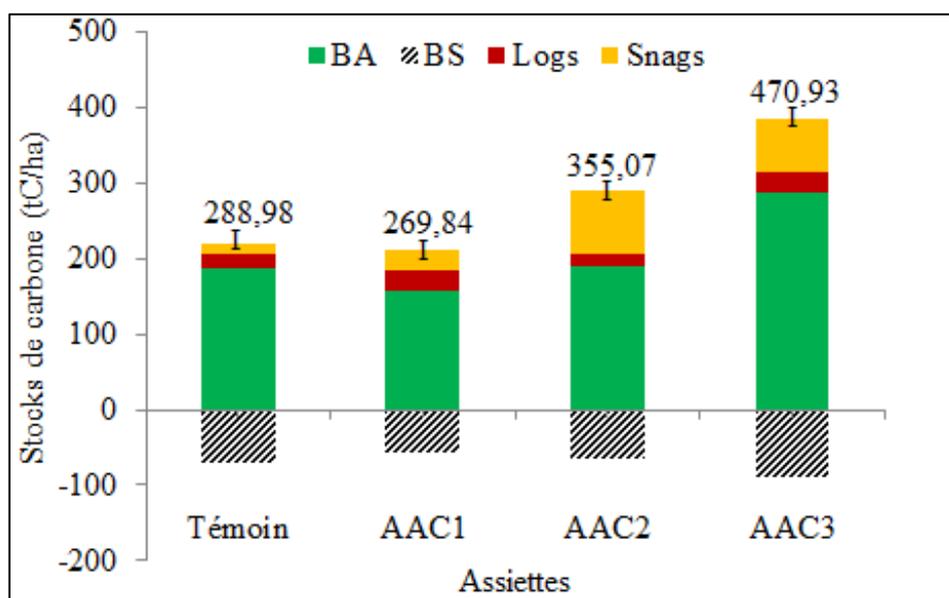


Fig. 31. Répartition des stocks de carbone dans les assiettes. BA: Stocks de carbone aérien; BS: Stocks de carbone souterrain; Logs: Stocks de carbone des bois morts couchés au sol; Snags: Stocks de carbone des bois morts sur pied.

III.1.3.4.1. Relations entre stocks de carbone, surface terrière et volume dans les assiettes

L'analyse des relations entre les stocks de carbone et la surface terrière, les stocks de carbone et le volume présentent une évolution non monotone positive et non linéaire (Fig. 32). Les analyses indiquent une relation statistiquement significative entre les stocks de carbone et la surface terrière et entre les stocks de carbone et le volume ($p\text{-value} < 0,05$). Les résultats montrent une relation modérément forte entre les stocks de carbone et la surface terrière et entre

les stocks et le volume (avec $R^2 = 69,3756 \%$, $R^2 = 66,8567 \%$ respectivement). Il en ressort de la figure ci-dessous que la surface terrière explique mieux la variation des stocks de carbone aérien dans les différentes assiettes.

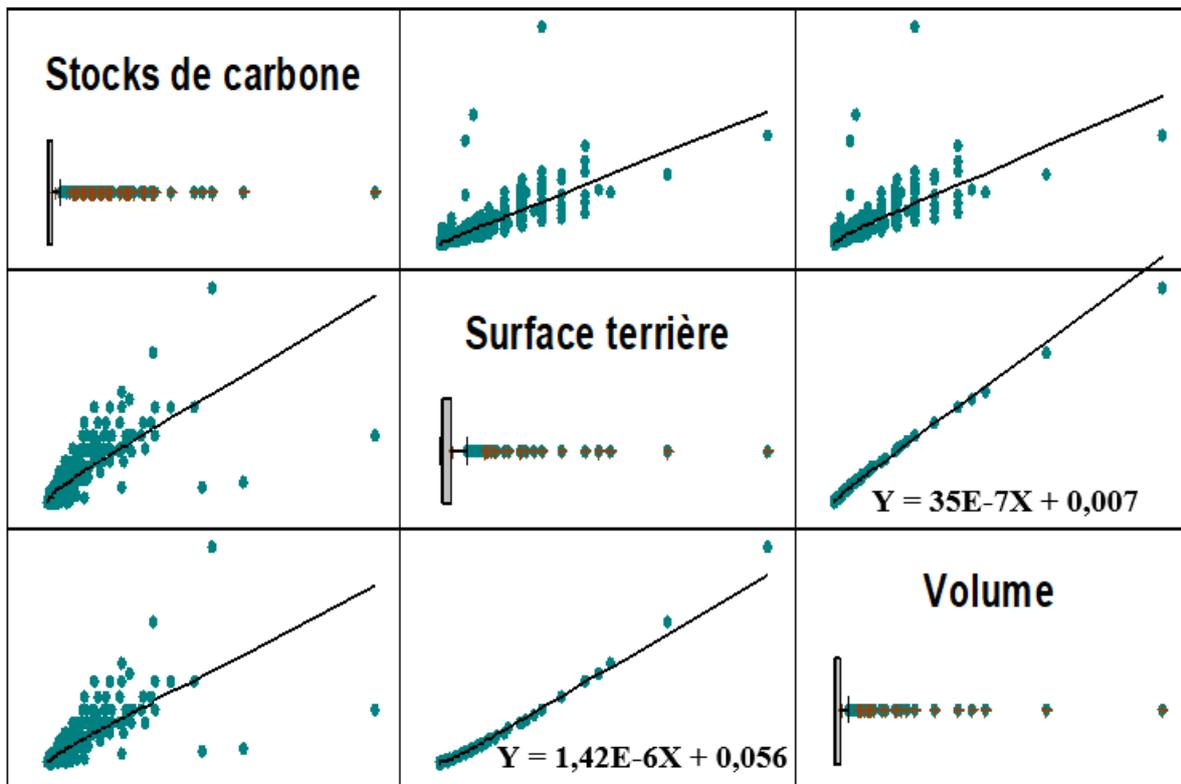


Fig. 32. Corrélation entre les stocks de carbone, la surface terrière et le volume.

III.1.3.4.2. Intervalle de confiance des stocks de carbone moyen dans chaque assiette.

L'AAC3 constitue le plus grand réservoir de carbone et présente la plus grande incertitude tant pour les sous-bois (22,38 %) que pour la biomasse aérienne (10,99 %) des individus de diamètre supérieur ou égal à 10 (Tableau XVII). Dans l'ensemble des quatre assiettes, la plage d'incertitude est plus élevée dans l'AAC1 (les valeurs sont toutes supérieures à 10). Ceci pourrait s'expliquer par la faible quantité de carbone séquestrée par les arbres dans ce milieu. L'incertitude de la biomasse souterraine dans l'assiette témoin est moins élevée dans l'ensemble de la forêt.

Tableau XVII. Intervalle de confiance de la moyenne des stocks de carbone. N: nombre de parcelles; $X_{moyenne}$: moyenne des stocks de carbone; σ : écart-type; IC: intervalle de confiance

au seuil 95 %; SE: erreur type; %erreur: incertitude comme erreur en pourcentage; BA: carbone aérien; BS: carbone souterrain.

Assiettes	Compartiment de carbone	N	$X_{moyenne}$	σ	SE	95%IC	%erreur
Témoin	BA	80	24,12	4,95	0,55	1,08	4,49
	BS	80	8,86	1,44	0,16	0,32	3,57
	Sous-bois	24	1,15	0,19	0,04	0,07	6,49
	logs	80	2,04	1,33	0,15	0,29	14,30
AAC1	BA	80	14,05	9,22	1,03	2,02	14,38
	BS	80	4,80	2,52	0,28	0,55	11,50
	Sous-bois	24	1,41	0,53	0,11	0,21	14,95
	logs	80	4,80	2,52	0,28	0,55	11,50
AAC2	BA	80	22,58	6,25	0,70	1,37	6,06
	BS	80	8,19	2,03	0,23	0,45	5,44
	Sous-bois	24	0,77	0,29	0,06	0,12	15,20
	logs	80	8,19	2,03	0,23	0,45	5,44
AAC3	BA	80	34,97	17,54	1,96	3,84	10,99
	BS	80	11,14	4,79	0,54	1,05	9,42
	Sous-bois	24	1,01	0,57	0,12	0,23	22,38
	logs	80	11,14	4,80	0,54	1,05	9,44

III.1.3.5. Évolution des stocks de carbone dans les assiettes annuelles de coupe

La tendance évolutive des stocks de carbone dans les différentes AAC présente trois types de dynamique du carbone. Il s'agit de: la dynamique progressive, la dynamique régressive et la stabilité ou le maintien (Fig. 33). L'analyse des données montre que, l'évolution des stocks de carbone varie d'un compartiment à un autre et augmentation des stocks de carbone avec le temps. Il ressort que, la régression des stocks de carbone aériens est plus accentuée dans l'AAC1 (19,10 %) suivi de l'AAC3 (10,27 %) et enfin dans l'AAC2 (9,04 %). Par contre, dans l'AAC2 et l'AAC3 la progression des stocks de carbone est plus élevée et faible dans l'AAC1. Les proportions sont de 6,52 %, de 5,68 % et de 3,83 % respectivement dans l'AAC2 et l'AAC3. L'évolution des stocks de carbone souterrain montre que, face aux différentes perturbations, les stocks de carbone sont plus maintenus dans l'AAC3 (81,16 %) par rapport l'AAC1 et l'AAC2.

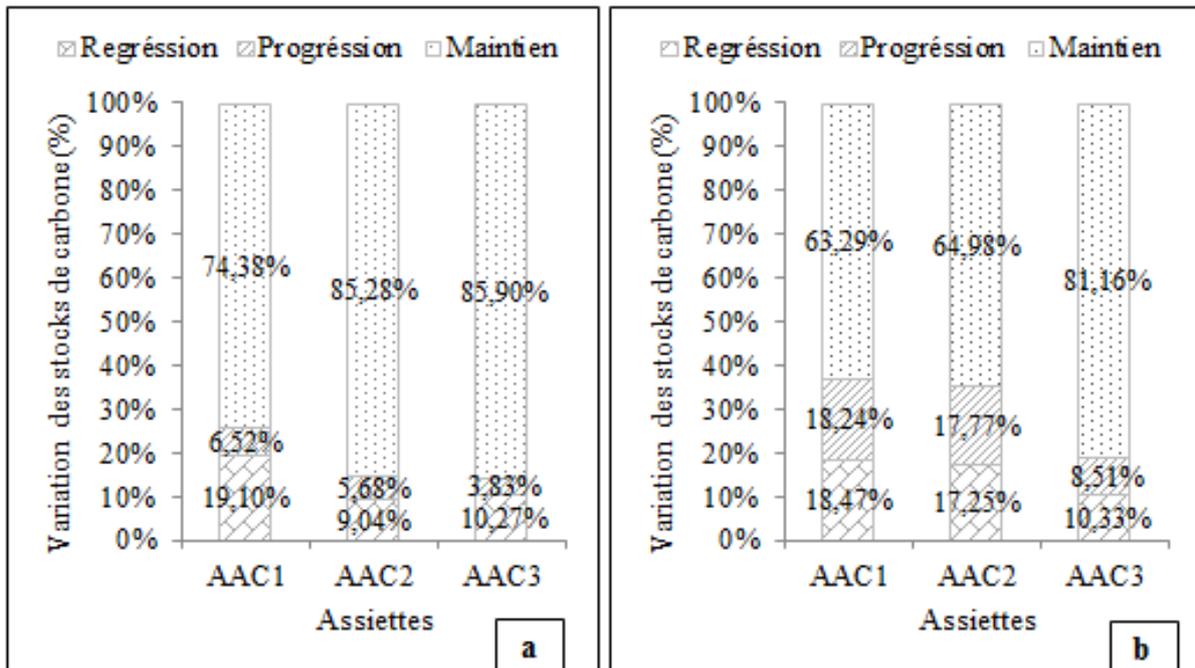


Fig. 33. Dynamique des stocks de carbone dans les assiettes (a) Biomasse aérienne, (b) biomasse souterrain.

III.1.4. Modélisation de la diversité floristique dans la forêt communale de Dimako

III.1.4.1. Temps d'accroissement nécessaire des essences

Dans la présente étude, quatre catégories d'essences ont été identifiées. Il s'agit de : essences de catégorie 1 ($50 \leq DME \leq 60$ cm), essences de catégorie 2 ($60 \leq DME \leq 80$ cm), essences de catégorie 3 ($DME = 80$ cm) et essences de catégorie exceptionnelle ($DME > 100$ cm). La simulation du temps nécessaire pour que les tiges aménagées ($dhp > 20$ cm) atteignent le DME est plus élevée au niveau des espèces exceptionnelles. Les valeurs varient entre 90,11 ans et 167,24 ans respectivement dans l'AAC2 et dans l'AAC1 (Fig. 34). Dans l'AAC3, ces espèces sont quasi absentes. Les espèces de catégorie 3 présentent un temps d'accroissement nécessaire faible par rapport aux autres catégories. Ceci serait dû aux valeurs élevées d'accroissement annuel des diamètres de ces espèces et aux faibles DME (50 cm). Ces résultats montrent qu'au bout de 30 ans, en moyenne 71,26 % des espèces de catégorie 3 et 23,31 % des espèces exceptionnelles auront atteint un diamètre supérieur au DME. Le faible taux d'accroissement annuel en diamètre et la valeur élevée du DME (100 cm) des espèces exceptionnelles réduisent le stock exploitable au bout de 30 ans.

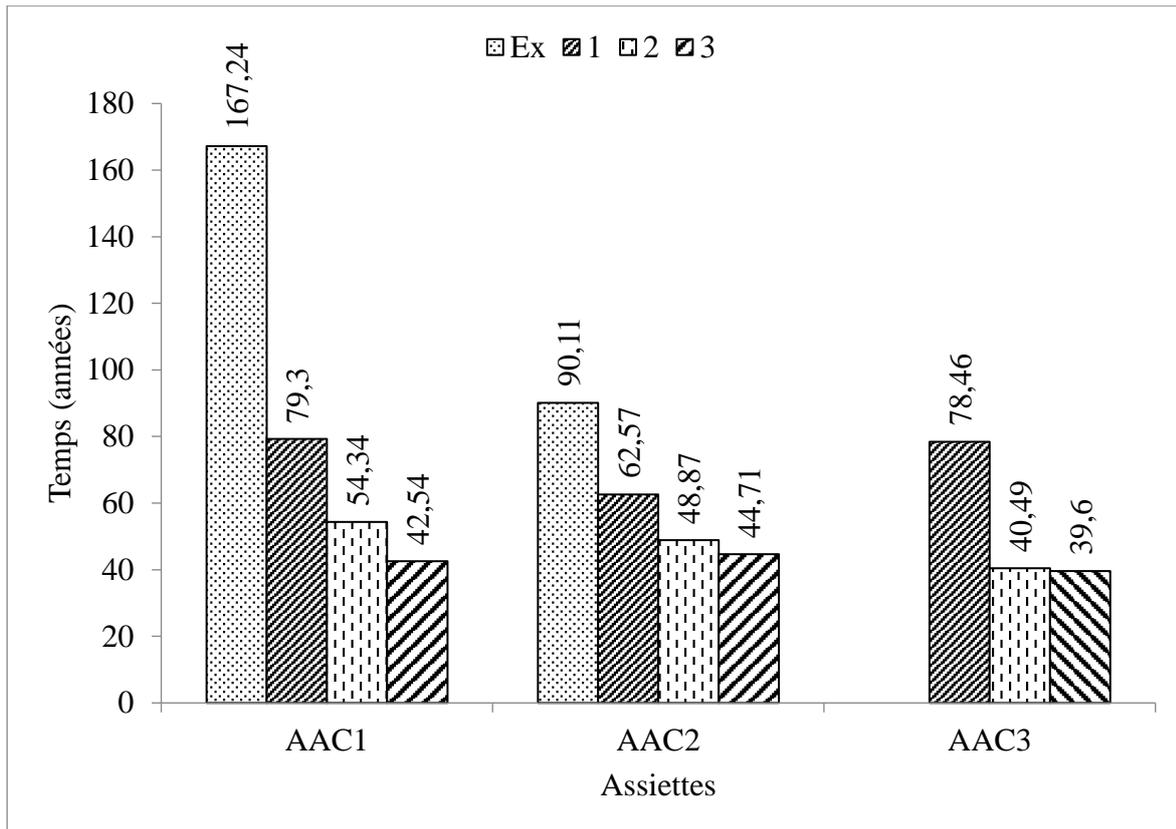


Fig. 34. Simulation du temps d'accroissement nécessaire. Ex: exceptionnelle; 1: catégorie 1; 2: catégorie 2; 3: catégorie 3.

III.1.4.2. Accroissement des classes de diamètre au cours du cycle

L'analyse des données montre que, l'accroissement moyen des classes de diamètre dans les différentes AAC exploitées est proportionnel aux catégories d'espèces. Dans les trois AAC exploitées, l'accroissement des classes de diamètre diminue quand on passe d'une catégorie d'espèces de DME supérieur à une catégorie d'espèces de DME inférieur. Plus on passe d'une catégorie à une autre, plus le nombre d'espèces dans la catégorie augmente et par conséquent, la valeur d'accroissement diminue. En valeur relative, les espèces exceptionnelles ont des valeurs d'accroissement diamétrique élevées, or en valeur absolue, elles sont moins représentées. Les espèces de catégorie 3 présentent des accroissements des classes de diamètre faible tout au long du cycle de coupe (30 ans). Ceci se justifierait par l'abondance des tiges ayant des diamètres très faibles au DME. Les valeurs simulées obtenues sont sensiblement égales (p -value = 0,074). Elles sont de 34,7 % dans l'AAC1, de 34,3 % dans l'AAC2 et de 34,6 % dans l'AAC3 (Fig. 35).

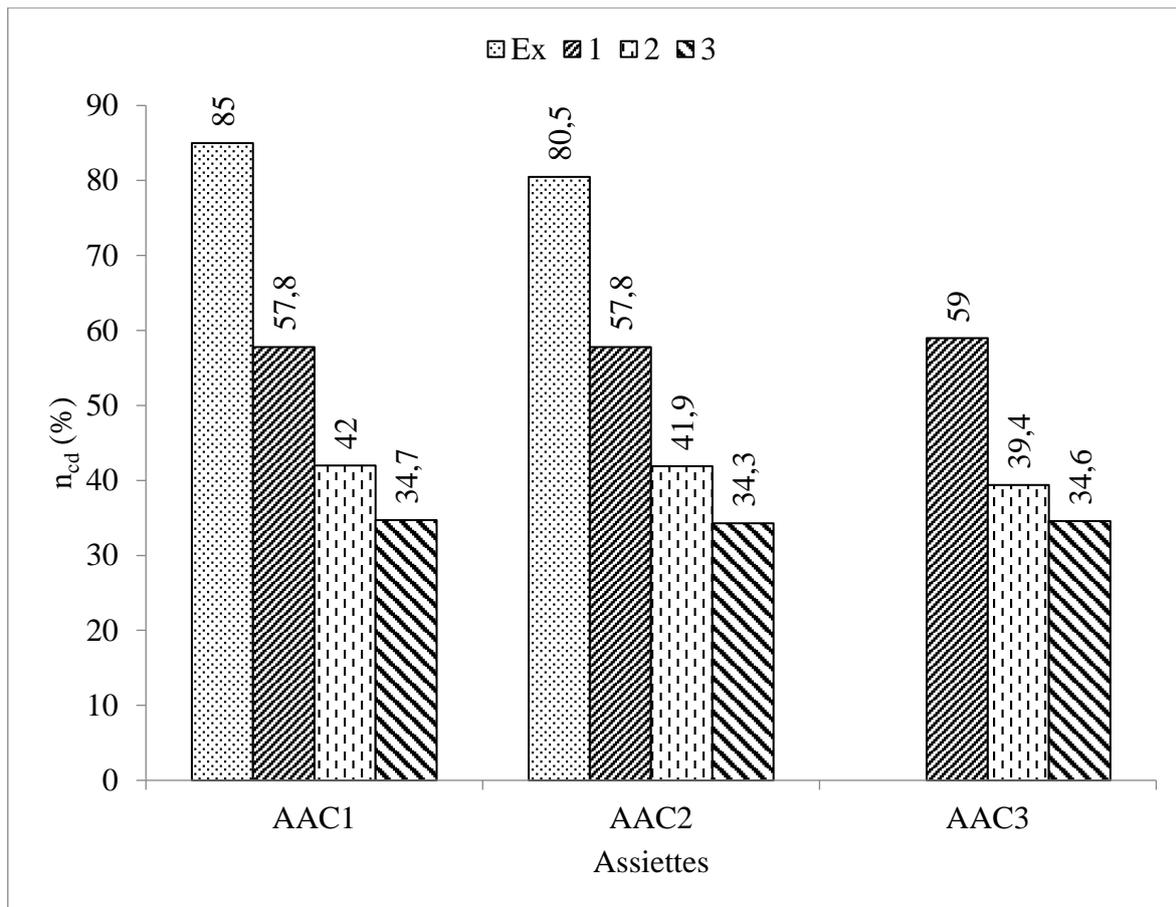


Fig. 35. Accroissement des classes de diamètre dans les différentes assiettes. Ex: exceptionnelle; 1: catégorie 1; 2: catégorie 2; 3: catégorie 3.

III.1.4.4. Taux de reconstitution (TR) des essences commerciales

Le calcul de reconstitution réalisé dans les différentes assiettes a permis de mettre en exergue le type de durabilité rencontré. La reconstitution des essences commerciales est élevée pour des essences exceptionnelles du fait qu'elles sont moins distribuées dans les trois assiettes. Ces valeurs oscillent entre 206,38 % et 287,64 % (Fig. 36). De plus, elles sont moins affectées par les dégâts d'exploitation forestière et le phénomène de mortalité induit naturellement. Le taux de reconstitution est très faible pour les essences de catégorie 3 dans l'AAC3. Il ressort que, le taux de reconstitution est proportionnel au nombre de tiges aménagées inférieures au DME. Plus ces derniers sont élevés, plus petite est la valeur du taux de reconstitution. L'analyse des intervalles de confiance de la moyenne dans les différentes assiettes illustre une durabilité forte (moyenne de reconstitution supérieure à 100 % et l'intervalle de confiance inférieure à 50 %).

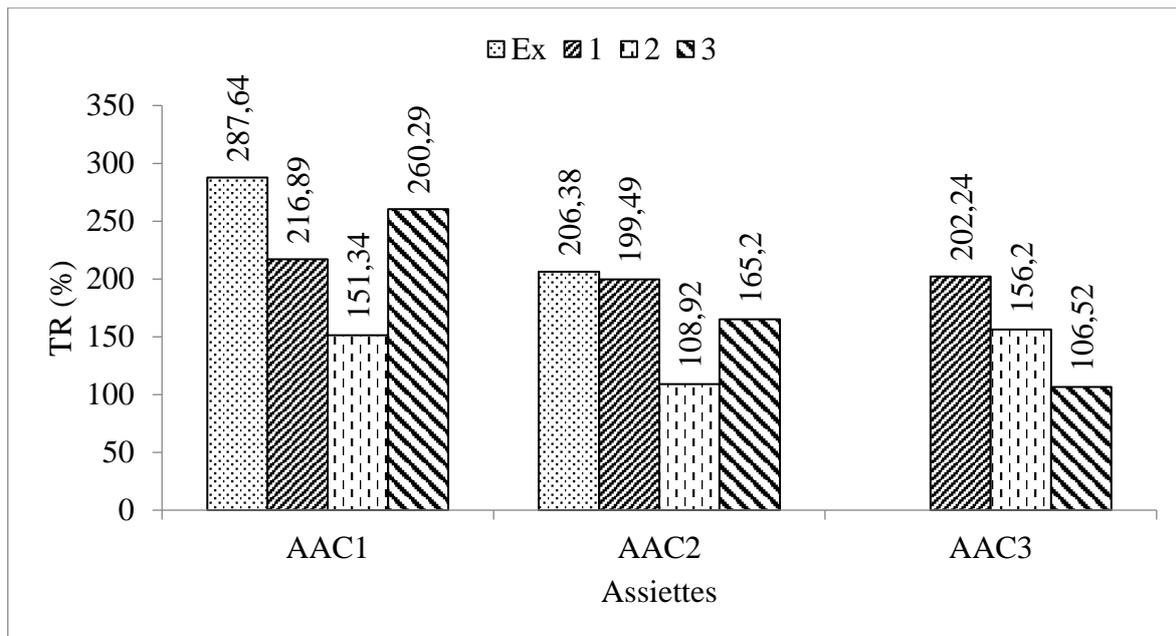


Fig. 36. Taux de reconstitution (TR) des essences commercialisables dans les assiettes. Ex: exceptionnelle; 1: catégorie 1; 2: catégorie 2; 3: catégorie 3.

III.1.4.4. Simulation des stocks de bois exploitable au cours du cycle

L'impact à long terme de l'exploitation forestière sur la dynamique des espèces exploitables a été simulé pour les scénarii permettant de rencontrer les normes légales au Cameroun (Fig. 37). Les prédictions du modèle montrent que les stocks de bois exploitables diminuent avec le temps. Le stock des tiges exploitables ($DME \geq 50$ cm) à la première rotation est de 25 tiges/ha, de 33 tiges/ha et de 28 tiges/ha respectivement dans l'AAC1, dans l'AAC2 et dans l'AAC3. Par contre, la densité des tiges exploitables est de 17 tiges/ha, de 16 tiges/ha et 13 tiges/ha dans l'AAC1, dans l'AAC2 et dans l'AAC3 respectivement au cours de la deuxième rotation. Les résultats montrent que les perturbations dues à l'exploitation forestière sont susceptibles de réinitialiser partiellement le stock exploitable et donc de relancer le processus de recolonisation de la diversité végétale. Les valeurs prédites pour le taux de croissance asymptotique de 0,764 à 0,852 sont inférieures à la valeur attendue pour une population en équilibre et suggèrent une reconstitution insuffisante de la population pour les scénarii les plus favorables.

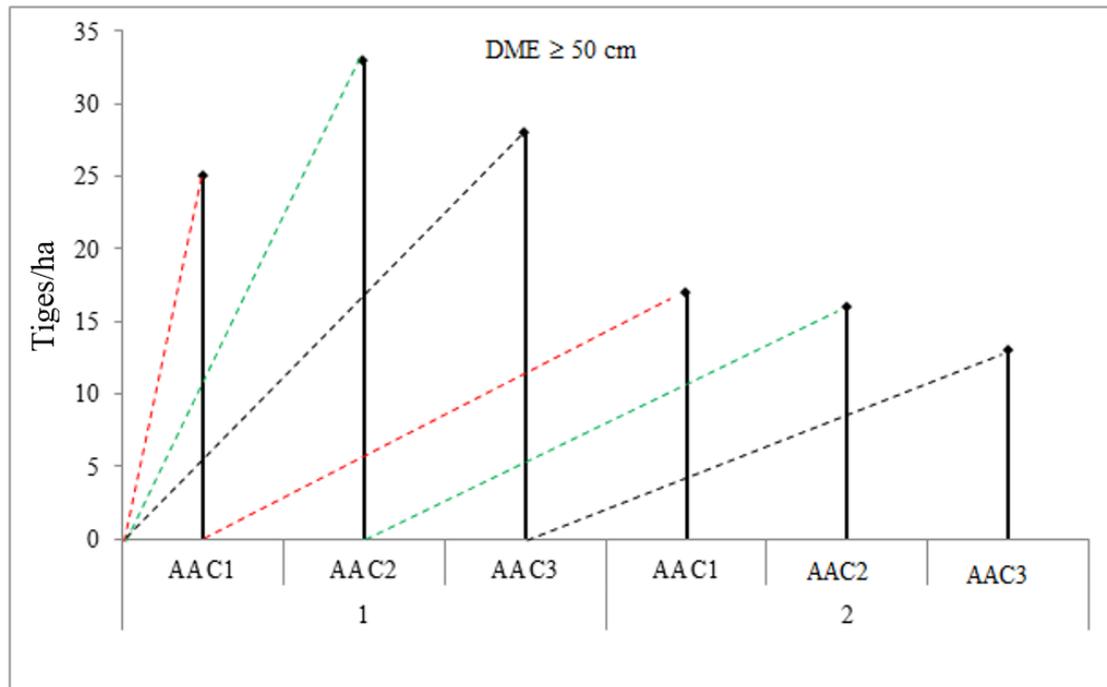


Fig. 37. Évolution des stocks de bois exploitables (tiges/ha) sur deux rotation de 30 ans. 1 et 2 représentent le nombre de rotation.

III.1.4.6. Taux de reconstitution de la biodiversité végétale (TRBD) dans les assiettes.

Sur le plan structural, le taux de reconstitution spécifique est élevé pour l'AAC1 (96,49 %) et faible pour l'AAC3 (55,55 %). Ce résultat met en relief la relative faiblesse de la vitesse de reconstitution dans l'AAC3 et la forte vitesse de reconstitution dans l'AAC1 (Fig. 38). Le taux de reconstitution élevé des familles dans l'AAC1 se justifierait par la progression des familles observé au fil du temps. Le passage récent de l'exploitation forestière dans l'AAC3 a favorisé l'explosion des espèces pionnières. En revanche, les espèces cicatricielles et sédentaires sont à la traîne. L'extrême taux de reconstitution des familles observé dans l'AAC1 montre une dynamique positive de famille par rapport à l'assiette témoin.

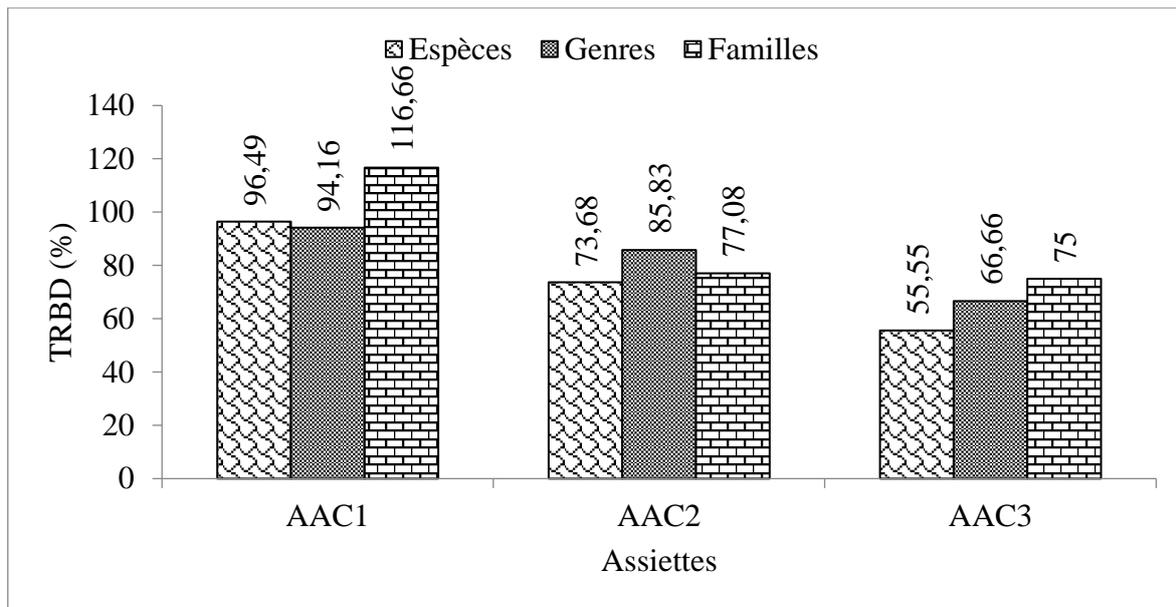


Fig. 38. Taux de reconstitution de la biodiversité.

III.2. Discussion

La gestion durable des massifs forestiers ayant subi une première exploitation reste entièrement tributaire de l'état physique et écologique dans lequel la forêt a été laissée après la perturbation.

III.2.1. Dynamique spatio-temporelle du couvert végétal

La dynamique spatio-temporelle de la végétation de la FCD a été étudiée sur la période de 1984 à 2015 en se basant sur les images satellites. Les résultats des différents traitements de ces images ont permis de caractériser l'état actuel et suivre l'évolution du couvert végétal de ce massif forestier. La conversion des unités d'occupation des terres en d'autres unités d'occupation des terres est la base de l'évolution du couvert végétal de la zone cartographiée. Les résultats montrent que la dynamique de ce massif forestier est influencée par l'interaction de trois principaux facteurs: les facteurs naturels dominés par les chablis naturels et aussi par l'évolution du climat; et les facteurs anthropiques marqués par l'exploitation forestière et la création de plantation.

L'analyse des différentes images satellites démontrent que la précision globale est de 86,42 % pour l'image Landsat TM de 1984, de 85,11 % pour TM de 2000 et de 89,64 % pour l'image Sentinel 2A de 2015. Les valeurs élevées de la précision se justifient par une classification supervisée des images satellites de qualité suffisante. Plusieurs auteurs ont antérieurement montré l'efficacité de ces images dans plusieurs études de la dynamique spatiale

des écosystèmes (Soulama *et al.*, 2015; Koffi *et al.*, 2016; Hounton, 2017; Jiogho *et al.*, 2019; Zekeng *et al.*, 2019; Djiongo *et al.*, 2020). Cependant, la classification supervisée adoptée dans le cadre de cette étude semble être meilleure parmi les méthodes relatives à l'étude de la dynamique de l'occupation des terres par utilisation de la télédétection (Pontius *et al.*, 2004; Gidey *et al.*, 2017), car cette méthode implique une vérification de terrain (Nagendra *et al.*, 2006). De plus, elle permet d'établir une relation étroite entre les changements observés sur les images et les variations de l'occupation du sol dans FCD. La qualité et la validité de la classification sont d'ailleurs confirmées par les valeurs des coefficients de Kappa (0,75, 0,72 et 0,87) obtenues respectivement en 1984, 2000 et 2015. Les résultats de cette analyse sont statistiquement acceptables car, selon Landis et Koch (1977), les résultats d'une analyse dont la valeur de Kappa est supérieure à 0,50 sont bons et exploitables. Ces valeurs obtenues dans la présente étude sont similaires à 0,74, 0,78 et 0,89 trouvées respectivement en 2000, 2009 et 2018 par Zekeng *et al.* (2019) dans la forêt communale de Doumé. La similitude entre les différentes valeurs de Kappa obtenues serait due au type de classification utilisée et à la qualité des images satellites.

L'évolution de superficie des différentes catégories d'occupation des terres montre une progression des forêts mûres et des sols nus entre les années 1984 et 2000. L'augmentation des superficies (1 428,04 ha) observée au niveau des forêts mûres serait due à une évolution des forêts jeunes vers la strate supérieure. L'importante conversion des forêts jeunes en forêts mûres pourrait être attribuée au fait que les forêts jeunes sont les formations proches des forêts mûres. Par contre, l'extension des sols nus (6,63 %) témoigne une recrudescence pression des opérations d'exploitation forestière sur les forêts jeunes. La pression des activités anthropique sur les forêts jeunes constitue un facteur principal qui réduit la superficie des zones humides. Cette diminution des zones humides s'explique par le fait que, l'ouverture du couvert végétal favorise l'augmentation de l'intensité des rayons lumineux dans le paysage forestier et intensifie le phénomène d'évaporation des eaux souterraines et superficielles qui assèche les zones humides.

Par ailleurs, l'analyse des résultats montre que la dynamique des forêts jeunes est progressive entre 2000 et 2015 (8,38 % soit un gain de 1 508,92 ha). Cet accroissement de superficie des forêts jeunes peut se traduire par la régression des forêts mûres liée aux activités d'exploitation forestière. Cette prolifération des forêts jeunes réduit considérablement la densification de la superficie des sols nus et des zones humides. Cependant, l'abondance des forêts jeunes dénote un milieu en pleine régénération avec une dynamique régulière du peuplement forestier (Ouédraogo, 2010). Cette expansion récente du couvert forestier ne doit

toutefois pas dissimuler les dégradations intérieures du milieu forestier, insidieuses mais néanmoins détectable sur les images satellitaires et confirmées par des visites sur le terrain (Oszwald *et al.*, 2010; Momo *et al.*, 2010).

La création d'une palmeraie dans la FCD, bien qu'elle constitue une mesure préventive de réduction de la dépendance financière de la commune vis-à-vis des ressources forestières, est une source de destruction de la végétation. L'Organisation Météorologique Mondiale (Anonyme 34, 2005) a montré qu'en plus, des facteurs anthropiques de dégradation et de déforestation, il faut également tenir compte des causes socio-économiques. En effet, il a été démontré par Adjonou *et al.* (2018) après ses études dans la Réserve de Biosphère Frontalière du Momo au Togo, que les changements d'utilisation des sols s'accompagnent des bénéfices sociaux et économiques à plusieurs niveaux. Il faut noter que ces changements sont responsables de dégradations écologiques à différentes échelles spatiales. Dans le même ordre d'idée, l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT) montre que, les forêts tropicales ne pourront être conservées que si l'on crée de la valeur ajoutée dans l'approvisionnement durable de leurs produits et services (Anonyme 35, 2019).

Cette déforestation sous la pression anthropique, a entraîné la perte de 50,88 ha de la superficie des formations ligneuses entre 2000 et 2015. Cette situation de la dynamique régressive des formations ligneuses obtenue dans la présente étude corrobore ceux trouvés par Toko (2014), Mama *et al.* (2013) dans leurs différentes études, qui ont montré que la déforestation des formations naturelles est surtout imputable aux activités anthropiques.

S'agissant de l'évolution annuelle par hectare des différentes classes d'occupation des sols, les résultats montrent une régression rapide des forêts jeunes entre 1984 et 2000, soit - 94,07 ha/an. Cette modification est beaucoup plus perceptible en 2000 par l'augmentation des sols nus. La dégradation du milieu traduit par l'augmentation des sols nus est l'indice de présence des traces des différentes activités d'exploitation forestière (routes, parcs à bois, pistes de débardage et les trouées d'abattage). Cette dégradation est amplifiée par des activités anthropiques des populations riveraines. En effet, la surexploitation des terres est considérée comme la principale cause de dégradation du massif forestier et de la réduction de la biodiversité (Avakoudjo *et al.*, 2014; Zekeng *et al.*, 2019. Plusieurs auteurs ont mis en cause la croissance démographique et certains modes d'exploitation comme étant responsables de la dégradation des terres ayant pour conséquence la perturbation des équilibres écologiques (Pale, 2000; Issa, 2010; Atta *et al.*, 2010; Issiako et Arouna, 2018).

L'analyse des résultats montre l'évolution des formations ligneuses jeunes (100,59 ha/an) entre 2000 et 2015. Cependant, l'augmentation considérable du couvert végétal des

formations ligneuses entre les deux dates serait due à l'expulsion de la population et à l'acte de classement de ladite forêt en 2001. Cette évolution, précédée par une réduction de ces formations entre 1984 et 2000 se traduirait par un phénomène de transition forestière (Mather, 1992; Garcia et Freintrenie, 2014).

Les taux de déforestation obtenus respectivement entre 1984-2000 (2,99 %) et 2000-2015 (2,62 %) montrent que, nonobstant l'intensité des actions anthropiques dans ce massif forestier, la perte de superficies forestières entre les deux intervalles n'est pas significative. Ces résultats sont différents de -7 % trouvées par Zekeng *et al.* (2019) dans la forêt communale de Doumé. Les valeurs obtenues sont également inférieures à 4,1 % trouvé dans le Mont Oku entre 1978 et 2001 (Momo *et al.*, 2012). La croissance galopante de la population et la présence des systèmes agro-forêts autour des massifs forestiers pourraient constituer *à priori* des facteurs de dégradation de la forêt (Toko, 2014; Tsafack, 2015).

S'agissant de l'implication de l'aménagement forestier dans la conservation de la biodiversité dans la FCD, l'analyse des images satellitaires combinées aux données de terrain a montré un changement négatif dans l'évolution spatio-temporelle du couvert végétal avant le classement de la FCD (1984-2000). La surexploitation des terres marquée par des activités agricoles durant cette période est considérée comme la principale cause de déforestation et de dégradation des forêts et de réduction de la biodiversité (Tabopda *et al.*, 2010; Avakoudjo *et al.*, 2014; Tsafack, 2015). L'évolution progressive du couvert végétal et la régression significative des sols nus observée entre 2000 et 2015 explique la contribution de l'aménagement forestier dans le maintien du couvert végétal. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Tankoano *et al.* (2016) qui ont trouvé une évolution progressive des classes de végétation dans le Parc National de Deux Balé à l'ouest du Burkina-Faso entre 2000 et 2015. Des études similaires réalisées dans la forêt communale de Doumé montrent des tendances régressives du couvert végétal après le classement de la forêt (Zekeng *et al.*, 2019). Selon ces auteurs, la dynamique négative du couvert végétal s'explique par une forte mobilité spatiale des populations rurales et d'une forte pression foncière avec pour conséquence une exploitation abusive des habitats et des ressources biologiques. Cependant, les résultats montrent que, 314,01 ha des forêts mûres sont restés inchangés après le classement de la FCD. Cette stabilité de superficie est d'une importance capitale sur le plan écologique du fait que les forêts mûres constituent un réservoir irremplaçable pour le maintien de la biodiversité tropicale (Momo *et al.*, 2012; Gibson *et al.*, 2011) et pour l'atténuation du changement climatique par la réduction des gaz à effet de serre (Steffen *et al.*, 2015; Gidey *et al.*, 2017). De plus, en dépit des changements intervenus et les conversions observées entre 1984 et 2015, la FCD reste en grande

partie recouverte d'une végétation naturelle relativement bien conservée et dispose d'un bon potentiel pour la conservation de la biodiversité.

Ainsi, le reboisement de la forêt, le respect rotationnel des Unités Forestières d'Exploitation (UFE) et des AAC, et la mise en défend de la forêt par la population riveraine sont également des résultats perceptibles de l'aménagement forestier. De ce fait, l'aménagement des forêts apparaît comme un outil de gestion durable de ressources naturelles. Car, elle assure un équilibre entre le prélèvement d'une part et le renouvellement naturel de la ressource d'autre part (Picard *et al.*, 2012). La contribution de l'aménagement au maintien et la protection des écosystèmes forestier est également observée au Parc National de Deux Balé à l'ouest du Burkina-Faso (Tankoano *et al.*, 2016).

III.2.2. Variation de la diversité des ligneux

Du point de vue de la richesse spécifique, les résultats des relevés montrent une diminution progressive d'espèces quand on passe d'une AAC ancienne à une jeune AAC. Cette situation s'expliquerait par le potentiel de recolonisation qui est fonction de la banque de graines dans le sol, de la présence de l'espèce dans les surfaces voisines et de la facilité de dispersion. Ce potentiel de recolonisation amplifié par les ouvertures engendrées par l'exploitation forestière et la mort des arbres modifient les conditions écologiques de la forêt et boostent le phénomène de sylvigénèse. Ces constats concordent ceux de Oldeman (1990), de Nathan et Muller-Landau (2000) et Hans (2010) qui ont conclu que les moteurs de dégradation naturelle (chablis) et anthropique peuvent constituer une source ou une menace pour la diversité végétale. Certains auteurs ont montré que, dans des milieux perturbés, l'installation des espèces peut être facile en entraînant une augmentation de la biodiversité (Wilson, 1992) mais de telles espèces ne s'insèrent pas solidement et durablement dans les communautés où elles sont apparues (Ngueguim, 2014). En outre, Chave *et al.* (2003) ont montré que la maturité de la forêt peut entraîner la chute ou l'augmentation de la biodiversité.

Dans l'ensemble des quatre assiettes échantillonnées, les résultats montrent que l'espèce *Blighia welwitschii* (Sapindaceae) est la plus dominante selon l'IVI. Elle représente l'espèce caractéristique du sous-bois dans les forêts denses semi-décidues. Par contre, ces résultats ne concordent pas à ceux de certains auteurs qui ont démontré plutôt la prédominance de *Albizia ferruginea* (Fabaceae) dans le Parc National de Deng Deng à l'Est-Cameroun (Kabelong, 2018), de *Keayodendron brideloides* (Phyllanthaceae) dans le Parc National de Campo au Sud Cameroun (Ngueguim, 2014), de *Triplochiton scleroxylon*, *Mansonia altissima*, de *Nesogordonia papaverifera*, de *Celtis philipensis*, *Celtis adolfi-friderici* et *Holoptelea grandis*

dans les denses semi-décidue du Cameroun (Letouzey, 1968). Bien que ces différentes études aient été menées dans les forêts denses semi-décidues, les différences résideraient au niveau des types d'occupation des terres. De plus, la faible représentativité de ces espèces beaucoup plus dans les assiettes exploitées s'expliquerait par le fait que ces espèces sont plus prisées par le prélèvement industriel du bois et par des changements climatiques.

Les forêts denses humides sont caractérisées par une exceptionnelle densité de tiges en comparaison avec d'autres forêts tropicales humides que celles-ci soient en condition d'exploitation ou non. La densité moyenne des tiges de dhp \geq 10 cm est comprise entre 382 et 286 tiges/ha ce qui est inférieure aux valeurs de 409 tiges/ha trouvées par Chimi *et al.* (2018) dans les forêts tropicales de l'Est-Cameroun, à 505 tiges/ha obtenues par Zekeng (2020) dans les forêts denses semi-décidues de l'Est-Cameroun et de 406 tiges/ha enregistrées par Kengne *et al.* (2018) dans la forêt communautaire de Kompia à l'Est-Cameroun. Cette forte densité élevée est fortement inférieure aux valeurs de 1 128 tiges/ha obtenues par Blanchard (2016) dans les forêts denses humides de Nouvelle-Calédonie en France, de 1 194 tiges/ha enregistrées par Laidlaw *et al.* (2007) en Papouaise Nouvelle-Guinée. Ces variations de densité peuvent s'expliquer par les conditions de vent moyen, la fréquence et l'intensité des cyclones qui ont un impact sur la structure et la dynamique des forêts (Thomas *et al.*, 2015) en influençant l'évolution des caractéristiques physiologiques et morphologiques des arbres tropicaux.

Dans l'ensemble des assiettes échantillonnées le cortège floristique est de 232 espèces. La tendance évolutive des espèces dans les différentes AAC montre une diminution progressive quand on passe de l'assiette témoin à l'assiette récente. Cette régression serait due à des facteurs anthropiques, des conditions édaphiques et l'intensité lumineuse dans les assiettes exploitées. Cependant, la valeur de la richesse spécifique obtenue dans le cadre de cette étude est inférieure à celle trouvée par Nguessam et Ndja (2018) dans la forêt classée D'agbo I en Côte d'Ivoire (686 espèces), par Gonmadje *et al.* (2012) dans les forêts du massif de Novoyang (293 espèces), par Tchouto *et al.* (2004) dans les forêts tropicales de Campo-Ma'an au Cameroun (412 espèces), par Djuikouo *et al.* (2010) dans les forêts hétérogènes sur terre ferme dans la Reserve de Faune du Dja (207 espèces). Cette valeur de richesse spécifique est inhabituelle pour les forêts denses humides d'Afrique, des richesses inférieures ont été enregistrées dans la forêt de Deng Deng plus précisément dans l'UFA 10 065 au Cameroun (139 espèces) par Chimi *et al.* (2018), dans la forêt tropicale humide d'Ipassa du Gabon (183 espèces) par Engone (2015).

En ce qui concerne les familles, les Malvaceae et les Fabaceae sont les prédominantes dans l'ensemble du massif échantillonné. Les valeurs de l'IVI amènent à conclure d'une façon générale que la FCD est caractérisée par la prédominance des Malvaceae (anciennes

Sterculiaceae, Bombacaceae et Tiliaceae selon la classification APG IV) et des Fabaceae (anciennes Caesalpiniaceae, Papilionaceae et Mimosaceae) du fait des premières et deuxième positions que ces taxons occupent. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par certains auteurs (Letouzey, 1968; Devineau, 1975; Sonké, 1998; Doucet, 2003) qui stipulent que la forêt dense humide semi-décidue se caractérise par l'abondance des Sterculiaceae (Malvaceae). L'abondance des Fabaceae dans les forêts denses africaines est l'une des caractéristiques fondamentales qui les différencie de celles d'Asie et les rapproche de celles d'Amérique (White, 1986).

Les variations des espèces dans les différentes AAC exploitées laissent penser que l'exploitation industrielle dans la FCD a entraîné des modifications des formations végétales et leur composition floristique caractéristique. Toutefois, ces modifications se traduisent par des régressions et des progressions des espèces dans les AAC. La richesse spécifique a diminué de 36,49 % dans l'ensemble des quatre sites inventoriés, la signification de cette diminution devant toutefois être minorée car le nombre de disparitions est compensé par un certain nombre d'apparitions (13,44 %). Les trois types de dynamiques observées se déroulent de façon contrastée dans les différentes assiettes. Toutefois, l'apparition de nouvelles espèces démontre que les actions humaines couplées des chablis naturels ont un effet positif sur la diversité végétale en créant de nouveaux écosystèmes, et indique l'importance de l'aménagement forestier dans les FC du Cameroun et les politiques de gestion conservatoire.

En écologie, les indices de diversité constituent les meilleurs paramètres de caractérisation d'un peuplement (Ramade, 1994). Les valeurs élevées de l'indice de diversité de Shannon et de Simpson dans les différentes assiettes dénotent d'une riche diversité floristique dans ce massif forestier. Comme l'ont montré Ashton (1958), Brüinig (1975), ces valeurs élevées seraient dues à la forte pluviométrie et à la chute périodique des feuilles observées dans les forêts denses semi-décidues qui jouent un rôle important dans la régénération. Par contre l'indice de diversité de Fisher-alpha montre une dissimilitude spécifique significative (p -value = 0,096) dans les différentes assiettes. En dépit du fait que ces assiettes soient assez riches et diversifiées, l'AAC témoin se discrimine par sa forte hétérogénéité. Ceci s'explique par la valeur élevée de l'indice de Fisher-alpha, par son statut (non exploité), par l'abondance des espèces sédentaires et des espèces mésophanéophytes qui concourent à la fermeture de la voûte.

La distribution des individus en fonction de la densité moyenne indique que les individus juvéniles sont moins abondants dans l'AAC1 (4 112 tiges/ha) et dans l'AAC2 (4 031 tiges/ha) au regard de l'assiette témoin et de l'AAC3. La diminution des individus juvéniles

dans les l'AAC1 et dans l'AAC2 s'expliquerait par la disparition progressive des espèces pionnières au profit des espèces sédentaires pendant la succession végétale, soit à une forte intensité de l'exploitation. Par contre, la faible intensité de prélèvement de tiges dans l'AAC3 a favorisé l'installation accentuée des tiges juvéniles. Il a été démontré par Blondel (1995) et Peters (1997) que les espèces juvéniles se régénèrent plus facilement dans un milieu à faible degré de recouvrement à cause de leur tempérament généralement héliophile. Par contre, dans l'assiette témoin, l'abondance des individus juvéniles serait due à l'absence des activités de l'exploitation forestière dans le milieu.

La régénération naturelle est à la base de la composition de la dynamique de la végétation ligneuse. Elle peut être végétative ou par semis naturel. Elle passe par le recrutement, la mortalité juvénile et les différents stades de développement, puis la suivie (Blondel, 1995). Dans la FCD, la régénération a été évaluée par l'importance des jeunes plants (diamètre inférieur à 10 cm). Le moyen de régénération du peuplement est de 94,34 % dans l'ensemble de la FCD. Il varie faiblement d'une assiette à une autre. Il est plus élevé dans l'assiette témoin (97,65 %) que dans les assiettes exploitées. Ceci est lié au fait que l'assiette témoin bénéficie de son statut naturel. Néanmoins, le taux de régénération relativement significatif dans les différentes assiettes exploitées et témoin concordent avec ceux de Brassard et Chen (2010) qui ont montré que les perturbations ne détruisent pas la régénération préétablie.

Exceptés les indices de diversité, la surface terrière constitue également un paramètre qui permet d'apprécier la richesse et la dominance floristique d'un peuplement (Picard *et al.*, 2012). La surface terrière des tiges supérieures à 10 cm dans la présente étude varie d'une assiette à une autre, elle est élevée dans l'assiette jeune par aux plus anciennes. Cela serait dû à l'absence des arbres de gros diamètre dans les assiettes anciennes et aux conditions stationnelles favorables à l'AAC3. Les valeurs obtenues dans l'AAC1 ($38,26 \pm 1,58$ m²/ha) se rapprochent de 34,6 m²/ha obtenue par Gonmadje *et al.* (2012) lors des travaux menés au Sud-Cameroun sur la variation de la biodiversité végétale en fonction de l'altitude dans le chaînon montagneux Ngovayang, de 36,1 m²/ha obtenue par Konan *et al.* (2015) en Côte d'Ivoire, de 35,30 m²/ha trouvée à l'est du Cameroun par Djomo (2015) dans la forêt communale de Yokadouma, et de Tajeukem *et al.* (2014) qui ont obtenus une valeur de 49,70 m²/ha dans la forêt communautaire de Gribé au sud-est du Cameroun. Par ailleurs, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées par Tabue (2018) dans la Réserve de Faune du Dja au Cameroun (26,12 m²/ha) et inférieures à celles obtenues par Kengne *et al.* (2018) dans la forêt communautaire de Kompia à l'est du Cameroun (62,44 m²/ha), à 65,7 m²/ha obtenues par Fordjour *et al.* (2009) dans les forêts denses semi-décidues du Ghana, et à 69,64 m²/ha trouvées par Dongmo (2008) dans la forêt

Nkolbibanda au Cameroun. La différence de valeur obtenue serait due entre autres à la composition spécifique, à des perturbations naturelles ou anthropiques et au statut de chaque forêt. Cependant, la valeur faible de surface terrière obtenue dans les AAC1 et AAC2 indique la présence d'un milieu parsemé des individus ligneux de faible diamètre et de faible densité des individus juvéniles. L'analyse des moyennes de surface terrière entre ces deux assiettes témoigne la similarité tant au niveau de la richesse spécifique qu'au niveau de la surface terrière. Au regard des différents résultats qui découlent de cette étude, on constate que, les surfaces terrières des forêts communales soumises à des exploitations différentes ne sont pas fonction de l'absence de perturbation et de la densité des arbres. Elles sont liées à l'intensité de prélèvement, aux travaux sylvicoles et au tempérament des espèces.

La distribution des arbres par classe de diamètre révèle une structure sous forme de « J » renversé pour l'assiette témoin et l'AAC1 et une structure en cloche dissymétrique pour l'AAC1 et l'AAC2. Cette structure en « J » renversé met en évidence la limitation de la régénération et la maturation des écosystèmes. Par contre, la distribution en cloche dissymétrique correspond à la croissance des individus de diamètre inférieur et la mort de certains arbres, phénomène responsable de la diminution de la densité du peuplement. Nonobstant les différences structurales observées dans les assiettes exploitées et témoin, elles montrent en commun une distribution exponentielle négative. Cette distribution marquée par l'abondance des individus de faible diamètre est l'indice de présence d'un milieu en pleine régénération et une dynamique régulière du peuplement. Toutefois, la dominance des espèces de petit diamètre, s'expliquerait par la capacité des espèces de ce groupe fonctionnel à persister pendant de longues périodes dans le sous-étage forestier. Une telle distribution diamétrique s'apparente à celle de Konan *et al.* (2015) qui ont montré que la diversification structurale observée au niveau des espèces, dénote des adaptations liées aux conditions écologiques et à la maturation de l'écosystème. Mbolo (2004) a montré que cette structure fait ressortir la fréquence d'arbre de faibles et moyens diamètres et la rareté, ou pratiquement, l'absence de gros diamètre.

Cependant, les différences de structure et de composition d'un peuplement exploité à des périodes différentes sont plus prononcées pendant le stade d'établissement des peuplements. Avec les pratiques d'aménagement actuelles dans les forêts de production au Cameroun, les changements dans le temps de la structure verticale et de la composition floristique sont caractérisés par une augmentation de la dominance des arbres de faible diamètre. Ainsi, les changements climatiques sont susceptibles d'avoir des conséquences significatives sur la structure et la composition de la forêt à l'échelle du paysage (Kurz, 1998).

La distribution phytogéographique est marquée par une faible représentation des taxons à large distribution dans l'assiette témoin (1,64 %). La proportion faible de ces espèces illustre la maturité de l'assiette témoin (Evrard, 1968). Cependant, il sied de relever que malgré la pression anthropique (exploitation forestière), la flore n'a pas perdu complètement sa spécificité dans les AAC exploitées. Cet état conservatoire observé par la proportion élevée (en moyenne 87,04 %) des espèces guinéo-congolaises dans les différentes assiettes témoigne l'appartenance de cette zone d'étude à la zone de forêt dense humide définie par White (1986). Les valeurs obtenues sont proches de celles mentionnées par certains auteurs en zone de forêt dense humide (Doucet, 2003; Adingra *et al.*, 2014; Fongzossie *et al.*, 2019).

Dans l'ensemble des assiettes étudiées, les espèces à diaspores sarcochores sont prédominantes (69,07 % en moyenne pour l'ensemble du massif forestier), ce qui révèle la dominance des espèces du sous-bois à fruits charnus, de celles à graines arillées (Evrard, 1968; Alumbongo, 1982). Selon Schnell (1970) et Puig (2001) les forêts tropicales humides présentent un grand nombre d'espèces sarcochores (77 %). Parmi les espèces caractéristiques des espèces sarcochores, il apparaît celles qui ne font pas partie du sous-bois comme *Leploea cedrata*, *Diospyros crassiflora*, *Baillonella toxisperma*, *Canarium schweinfurthii* et *Irvingia gabonensis*. Ces résultats sont comparables à ceux des autres forêts denses humides connues en région guinéo-congolaise (Mosango, 1991). Du fait des perturbations relevées, une proportion assez importante des taxons ptérochores (en moyenne 17,08 %) est notée dans chaque AAC. Les travaux de Yangakola *et al.* (2004) dans les forêts de Ngotto en République Centrafricaine ont montré que les barochores et ptérochores différencient les types de forêts. Adingra *et al.* (2014) ont mentionné l'importance des anémochores dans la forêt classée de Bamo en Côte d'Ivoire. Cette différence de prédominance des espèces sarcochores dans la présente étude s'expliquerait par l'absence de certaines actions anthropiques comme les feux de brousse, l'agriculture, les jachères et l'infiltration de la population dans la forêt. Les espèces recensées dans le cadre de cette étude sont dominées par les diaspores du groupe hétérochore. Ces valeurs relativement significatives dans les assiettes, révèlent l'abondance des espèces dont la dissémination se fait par enfouissement ou par enroulement. Ce type de diaspore est également l'une des caractéristiques des forêts denses humides.

Il est à noter que, quelque soit le type de dynamique (progression, régression, stabilité), ce sont les espèces hétérochores et autochores qui prédominent. Cette prédominance s'expliquerait par le flux constant des espèces quel que soit l'âge et le type d'utilisation de terre. Ces observations signifient d'une part que, certaines modalités sont plus soumises à des flux d'espèces que d'autres par des mécanismes de colonisation, d'extinction et de dispersion. Et,

d'autre part que, les modifications dans l'espace et dans le temps des cortèges floristiques peuvent être masquées par des apparitions compensant d'autant des disparitions, et ainsi n'entraînant pas forcément des modifications de la richesse spécifique et des caractéristiques autoécologiques de la végétation. Fournier et Sasson (1983) ont montré que, la présence des diaspores détermine la composition des premières biocénoses de la succession.

Les modes de dispersion des diaspores dans l'ensemble des AAC sont favorisés par la zoochorie notamment l'endozoochorie (69,06 %). Cette dominance de l'endozoochorie traduit l'intense activité des animaux sauvages (rongeurs et oiseaux). Elle traduit un impact positif de la dynamique, bien que l'exploitation forestière entraîne le déplacement de certains animaux. De ce fait, il est à noter que l'existence d'un bon équilibre entre le couvert végétal et les animaux sauvages constitue un gage pour la durabilité de cette forêt. Cependant, le spectre des types de diaspores dans cette forêt révèle la prédominance des plantes à fruits drupacés ou à graines arillées. Ces résultats se rapprochent de ceux de certains chercheurs qui ont réalisés les études dans les forêts denses humides et montré qu'un nombre important d'animaux dépendaient des espèces à fruits charnus pour leur alimentation (Sonké, 1998; Tchiengue, 2004; Adiko *et al.*, 2020). Par ailleurs, l'AAC1 se discrimine par la présence de l'hydrochorie dans le milieu, ce qui met en relief une dynamique positive dans cet écosystème. Ceci met en exergue l'importance de l'eau dans la dispersion des graines et témoigne la pluviométrie relative de la zone. De plus, cette assiette est traversée par plusieurs cours d'eau et des marécages inondés temporairement. L'endozoochorie ne constitue pas le mode de dissémination par excellence dans les assiettes exploitées, elle est secondée par l'anémochorie. L'importance remarquable de ces espèces anémochores dans les assiettes exploitées présage l'implication des actions anthropiques dans le milieu. En effet, la majorité des espèces endozoochores sont des espèces du sous-bois, tandis les espèces anémochores sont dominées par les espèces de la canopée. Le rôle du vent dans la dissémination des diaspores a été mis en exergue au Cameroun dans la forêt dense humide par Nguenguim *et al.* (2016), en Côte d'Ivoire dans la forêt classée D'agboI par Nguessam et Ndja (2018).

Le spectre biologique est loin d'être l'un des indices importants qui illustrent la structure verticale, la physionomie des formations végétales et le degré de perturbation d'un milieu. Comme l'a signalé Solefack *et al.* (2018), le profil vertical renseigne sur la hauteur du peuplement, son degré de fermeture, la densité, l'étalement des couronnes, l'étagement de la végétation depuis le sol jusqu'à la canopée. Cependant, le spectre biologique de l'ensemble des assiettes échantillonnées est marqué par la dominance du groupe des phanérophytes notamment les mésophanérophytes. Les proportions des espèces mésophanérophytes oscillent entre 79,59

% pour l'assiette témoin et 84,85 % pour l'AAC3. La fréquence élevée des mésophanérophytes est due au fait que, dans les forêts préalablement perturbées, les houppiers des arbres sont non jointifs et l'ouverture de la canopée causée par les activités anthropiques favorise leur extension. Par contre, la forte représentativité des espèces mésophanérophytes dans l'assiette jeune se justifie par une succession végétale marquée par l'abondance des espèces pionnières. Ces résultats obtenus corroborent ceux de Ngueguim (2014) qui a signalé que les mésophanérophytes sont les principales espèces caractéristiques des milieux perturbés, du fait de l'absence des grands arbres. De plus, l'importance des mésophanérophytes dans la succession végétale a été aussi mise en évidence par Adingra *et al.* (2014) dans la forêt classée de Bamo en Côte d'Ivoire, Noumi (1998) dans les forêts de transition à *Garcinia spp.* des collines Nkilobot au Cameroun, Tchiengue (2004) dans le massif de la ligne du Mont Cameroun (Mont Koupé). En effet, les données obtenues dans la présente étude confirment l'appartenance de ce massif forestier aux forêts du Bassin du Congo et particulièrement aux forêts denses humides. Fournier et Sasson (1983) ont montré que les phanérophytes sont caractéristiques aux forêts denses humides.

Le spectre du tempérament dans l'ensemble des assiettes étudiées montre des proportions importantes des espèces sédentaires. Ceci révèle que, nonobstant l'intensité de l'exploitation forestière dans les assiettes exploitées, la forêt maintient encore ses caractéristiques de forêt dense humide. Les espèces sédentaires sont secondées par les espèces pionnières, leur proportion est élevée dans l'assiette témoin. L'analyse de ces résultats montre que l'abondance des espèces pionnières est proportionnelle aux nombres des espèces sédentaires dans le milieu. Ces informations traduisent que, l'augmentation des espèces sédentaires densifie la couverture végétale en réduisant l'intensité lumineuse dans le sol en favorisant la décomposition de la litière. Cette décomposition stimule la germination des espèces pionnières dans le milieu. Richards (1952) a montré que l'augmentation de la température du sol provoque la disparition rapide de l'humus du sol. Pour certains auteurs notamment, Doumenge (1990) et Boyemba (2011), les peuplements qui se développent dans les zones perturbées sont souvent différents de ceux des écosystèmes stables. La mise en évidence des espèces indicatrices de chaque peuplement montre effectivement que les quatre assiettes se distinguent du point de vue tempérament des espèces. Les espèces à tempérament cicatricielle éphémère sont moins représentées dans l'assiette témoin et plus abondantes dans les assiettes exploitées. La proportion relativement faible de ces espèces indique que l'assiette témoin résulterait d'une perturbation ancienne.

L'analyse des résultats du statut de conservation de la diversité végétale dans les différentes assiettes montre l'existence de trois catégories de menace. Cependant, l'individualisation de l'espèce menacée en danger en critique (*Autranella congolensis*) et la valeur élevée des espèces vulnérables (13) dans l'assiette témoin justifie son statut de conservation par rapport aux assiettes exploitées. Par contre, dans les assiettes exploitées, l'absence des espèces en danger critique serait due au fait que ces espèces sont plus prisées par l'exploitation forestière. Toutefois, la dynamique régressive de certaines espèces vulnérables (*Beilschmiedia anacardioides*, *Entandrophragma utile*) dans les assiettes exploitées semble liée pour certaines à une exploitation forestière. Ainsi, la présence de cette espèce dans cette assiette témoigne la particularité des conditions environnementales difficilement réalisables dans les assiettes exploitées.

En dépit des différentes interventions sylvicoles dans cette forêt, il convient de noter que l'espèce *Autranella congolensis* est en voie de disparition de par sa fréquence dans les différentes assiettes, elle a une distribution ponctuelle ou réduite dans une seule assiette. Ces constats concordent avec ceux de Tchouto *et al.* (2006) qui a montré dans ses travaux que cette espèce est plus sensible aux perturbations d'origine anthropique. La disparition de cette espèce à plus ou moins longue échéance a déjà été signalée lors de l'élaboration du plan d'aménagement forestier (Anonyme 7, 2006). Si les impératifs industriels ne permettent pas une protection durable de cette espèce, un programme de multiplication et réimplantation en zone voisine écologiquement appropriées doit être mis en place pour assurer sa pérennité.

III.2.3. Variation des stocks de carbone

Les stocks de carbone de la phytomasse des individus de $d_{hp} \geq 10$ cm varient entre 150,2 tC/ha et 278,8 tC/ha respectivement dans l'AAC1 et dans l'AAC3, soit en moyenne 197,06 tC/ha pour l'ensemble des quatre assiettes. L'importance des stocks de carbone dans l'AAC3 s'expliquerait par la présence des arbres de grand diamètre, l'abondance des jeunes tiges et la faible intensité d'exploitation. Ces résultats révèlent que les stocks de carbone varient d'un puits à un autre et d'une assiette à une autre. Par ailleurs, des études antérieures ont montré que les stocks de carbone variaient en fonction de la végétation et en fonction du puits de carbone (Eriksson *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2013). Certains auteurs ont montré que, la variation des stocks de carbone est principalement déterminée par la surface terrière (Bradford *et al.*, 2008; Djomo *et al.*, 2011; Loubota-Panzou *et al.*, 2018; Kabelong, 2018). Ce qui suggère que le carbone des grands arbres donne la meilleure prédiction du carbone total dans un écosystème forestier car les stocks des grands arbres sont relativement faciles à mesurer pour des grandes

surfaces. Les valeurs des stocks de carbone calculés dans l'AAC3 se rapprochent de celles trouvées par certains auteurs Djomo *et al.* (2011) dans les forêts tropicales humides du Cameroun (278 tC/ha), Djuikouo *et al.* (2010) dans le bassin du Congo (283 tC/ha), Nanda *et al.* (2018) dans la forêt communale de Djoum (242,56 tC/ha), Ngo *et al.* (2013) dans les forêts de Singapore de la Chine (274 tC/ha). Par ailleurs, ces valeurs sont inférieures à celles obtenues par Kabelong *et al.* (2020) dans les forêts semi-décidues au Cameroun (302,32 tC/ha), par Loubota-Panzou *et al.* (2018) dans les forêts semi-décidues de Mindourou au Cameroun (347,6 tC/ha), par Zapfack *et al.* (2016) dans parc national de la Lobéké au Cameroun (372,2 tC/ha).

Les stocks de carbone obtenus dans l'assiette témoin corroborent ceux de Ngoufo *et al.* (2018) dans les forêts mûres du massif forestier de Ngog-Mapubi (177,42 tC/ha) et supérieures à 160,33 tC/ha trouvées par Mounmemi (2016) dans l'UFA 08 003. Cependant, les stocks de carbone obtenus dans l'AAC1 sont similaires à ceux trouvés par Saatchi *et al.* (2011) au Cameroun (151 tC/ha) et supérieur à ceux obtenus par Xiao-Tao *et al.* (2010) dans les forêts tropicales du sud-est en Chine (136,3 tC/ha). Ce résultat est inférieur à 169,26 tC/ha trouvés par Zapfack *et al.* (2013) au Parc National de Lobéké au Cameroun, à 162 tC/ha obtenus par Mugnier *et al.* (2009) dans le bassin du Congo. Les stocks de carbone évalués dans l'AAC2 sont proches des valeurs trouvées respectivement par Zekeng *et al.* (2020) dans les forêts semi-décidues de l'est-Cameroun (182,62 tC/ha), par Nanda (2018) dans la forêt communale de Yokadouma (180,48 tC/ha) et par Zapfack (2005) dans les forêts primaires à Mbalmayo (186,62 tC/ha). Ces écarts de valeur des stocks de carbone obtenue par différents auteurs peuvent être dus aux différentes équations allométriques utilisées, aux types de forêt ou à la méthode appliquée. Ces variations des stocks de carbone pourraient également s'expliquer par les types de gestion, par la structure liée à des perturbations anthropiques et/ ou aux gradients édaphiques. En effet, plusieurs auteurs ont rapporté la variation des stocks de carbone dans les forêts tropicales (Day *et al.*, 2013; Shirima *et al.*, 2015; Fayolle *et al.*, 2016; Figueres *et al.*, 2019). Pour ces auteurs, les variations des stocks de carbone seraient dues aux différents types de forêts denses d'Afrique Centrale, à la composition floristique et aux variables structurales (surface terrière, densité des tiges à l'hectare, allométrie-hauteur – diamètre etc.). Picard *et al.* (2015) et Fayolle *et al.* (2016) montraient déjà que l'utilisation des équations allométriques locales dans des sites autres que ceux pour lesquels elles ont été développées pourrait entraîner des biais importants. Zhu *et al.* (2018) montrent que les facteurs extérieurs tels que le changement climatique pourraient également influencer la capacité des forêts à séquestrer du carbone et contrebalancer les effets de productivité des forêts.

Les pertes des stocks de carbone observées dans les assiettes exploitées se traduisent par la diminution progressive des individus de fort potentiel de séquestration de carbone dans certaines assiettes. Cette diminution progressive des individus ligneux influence le mécanisme de la photosynthèse, qui permet aux plantes exposées à la lumière de capter le CO₂ dans l'atmosphère et de produire l'oxygène, élément vital pour les êtres vivants et la matière organique pour la croissance des plantes. Par contre, les gains s'expliquent par une forte reconstitution du milieu par des individus vigoureux (cas l'AAC3). Pour Gourlet-Fleury *et al.* (2013) et Neba *et al.* (2014), la vitesse de reconstitution des stocks de carbone après exploitation forestière semble être influencée par l'intensité de prélèvement et le type d'exploitation forestière. Matsuzaki *et al.* (2013) et Kenina *et al.* (2018) suggèrent que le prélèvement des arbres dominants peut induire une diminution significative à la fois des stocks de carbone *in situ* et du potentiel de séquestration du carbone, car, dans les forêts, près de la moitié des stocks de carbone total se trouve dans la biomasse aérienne des arbres. De ce fait, plus l'exploitation est intense, plus la période de reconstitution des stocks de carbone est longue et plus la quantité d'émissions de carbone à compenser augmente (Matsuzaki *et al.*, 2013). Toutefois, les résultats obtenus dans l'assiette témoin et les assiettes exploitées montrent qu'il n'existe pas une différence des stocks de carbone car les valeurs se rapprochent entre elles. Gatti *et al.* (2015) a également montré que les stocks de carbone des forêts exploitées ne sont pas différents de ceux des forêts primaires dans les forêts tropicales d'Afrique.

Dans le cadre de cette étude, un accent a été aussi mis sur les individus de dhp < 10 cm, afin d'évaluer leur contribution à la séquestration du carbone. Ces individus sont le plus souvent négligés dans les évaluations des stocks de carbone réalisées dans le Bassin du Congo (Anonyme 14, 2007; Djomo, 2011). En effet, la quantification des stocks de carbone dans les forêts tropicales est au centre des préoccupations internationales dans le cadre du mécanisme REDD+ (Kankeu *et al.*, 2013; Loubota-Panzou *et al.*, 2016). Les résultats montrent que, ces individus contribuent en moyenne à 5,01 % dans le stockage de carbone épigé et 4,91 % dans le stockage du carbone hypogé de l'ensemble du massif forestier. Ces informations dénotent que, leur quantification doit se faire de façon minutieuse et intégrale pendant les évaluations des stocks de carbone.

S'agissant des stocks de carbone des bois morts, les résultats révèlent qu'ils varient d'une assiette à une autre. Il n'existe pas une différence significative entre les stocks de carbone des bois morts des assiettes exploitées et l'assiette témoin. Il en ressort que l'exploitation forestière n'influence pas sur la variation des stocks de carbone des bois morts à long terme. Ces derniers sont beaucoup plus influencés par les chablis naturels.

L'utilisation de deux équations allométriques pour estimer les stocks de carbone des individus des $d_{hp} \geq 10$ cm a montré l'importance de l'équation allométrique spécifique élaborée dans le Bassin du Congo (Fayolle *et al.*, 2018) comparée à l'équation allométrique de Chave *et al.* (2014) élaborée pour les forêts tropicales. Ces résultats sont similaires à ceux de Chimi (2018) qui a mis l'importance des équations spécifiques dans l'évaluation des stocks de carbone.

III.2.4. Modélisation de la dynamique des ligneux

La simulation de la dynamique des ligneux en forêt tropicale comme le cas des forêts denses semi-décidues est difficile en raison de leur diversité spatiale et de leur complexité. Les résultats des simulations des stocks exploitables dans les différentes AAC exploitées montrent que, malgré l'implémentation de l'aménagement forestier dans la FCD, l'exploitation forestière reste non soutenable sur le long terme. Ces résultats s'expliquent par une diminution considérable de la densité des tiges exploitables quand on passe de la première rotation à la deuxième rotation. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Karsenty et Gourlet-Fleury (2006) dans le Bassin du Congo et ceux obtenus par Biwolé (2015) dans les forêts denses humides du Cameroun. Ces auteurs ont montré que malgré le respect de la législation forestière, l'exploitation de certaines espèces comme *Lophira alata*, *Entandrophragma cylindricum* et *Triplochiton scleroxylon* n'est pas soutenable à long terme.

De nombreuses méthodes ont été développées afin d'améliorer la dynamique des ligneux à long terme, mais d'importantes lacunes subsistent jusqu'à présent. Une étude menée par Wilson (2013) au Cameroun a montré après vérification que les entreprises surestiment les taux de reconstitution à 37 %. Le modèle utilisé pour projeter l'évolution des ligneux dans les assiettes exploitées pour une rotation de 30 ans présente des limites qui nécessitent de relativiser les résultats obtenus. Les résultats montrent que les DME pour chaque assiette peuvent être fixés pour la plupart des espèces, afin d'éviter l'utilisation abusive de la réglementation actuelle. On note une augmentation exponentielle du taux de reconstitution des essences exceptionnelles dans les différentes assiettes exploitées. L'importance des valeurs élevées dans ces assiettes serait due à la faible densité des tiges exceptionnelles qui sont de plus en plus rares dans les assiettes exploitées. Ces résultats laissent croire que, si le passage de l'exploitation forestière a favorisé l'explosion des essences de catégorie 3 dans l'AAC3, en revanche la reconstitution des essences de catégorie 1 est encore à la traîne. Le temps imparti pour la reconstitution des essences de catégorie exceptionnelle par le gouvernement reste largement faible aux vues des résultats obtenus. La valeur élevée du temps d'accroissement des essences exceptionnelles hypothèque

également la rotation de 30 ans fixée par la loi forestière pour cette catégorie d'essence. Cependant, la simulation des stocks exploitables varie d'une assiette à une autre. Deux théories peuvent expliquer ces différences. D'abord, il est nécessaire de mentionner que les différences de taux de croissance, de taux de dégâts et de taux de mortalité dans chaque assiette ne peuvent pas être directement la cause de ces changements. Subséquemment, les changements dans les reconstitutions des stocks exploitables sont directement liés aux changements dans la structure diamétrique pour chaque essence.

En général, les prédictions de la trajectoire diamétrique sont très sensibles aux valeurs d'initialisation (densité d'arbres, âge initial du peuplement, l'accroissement diamétrique de chaque essence, etc.). L'évolution constante des diamètres observée dans les assiettes exploitées pourrait ainsi résulter de la période de rotation, de l'intensité de prélèvement et de la faible densité initiale des arbres de grand diamètre. Une autre explication serait que le taux de croissance des jeunes peuplements (30 ans) est faible qu'il compense le taux de croissance plus lent des arbres de grand diamètre, donnant ainsi une impression de croissance continue dans la trajectoire moyenne.

CHAPITRE IV. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

IV.1. Conclusion

La présente étude a été réalisée dans la forêt dense semi-décidue du Cameroun en particulier dans la forêt communale de Dimako. L'objectif de cette investigation était d'étudier l'évolution de la diversité végétale et des stocks de carbone ainsi que l'état de conservation des espèces à travers une analyse synchronique et diachronique dans les assiettes d'âges différents. Cependant, la compréhension d'une manière précise et fiable de l'évolution de la biodiversité végétale et des stocks dans les forêts en perpétuelle mutation reste encore quasi-inexploitée dans les forêts de production au Cameroun.

L'étude diachronique et synchronique de la diversité floristique s'est révélée être une démarche particulièrement capitale dans la mise en place de bases de gestion durable, puisqu'elle témoigne de la flore passée, traduit la diversité végétale actuelle et permet de juger de la transmission future à garantir.

Les résultats mettent en exergue la progression des formations ligneuses telles les forêts jeunes, la régression des sols nus et des savanes entre les années 2000 et 2015. Par ailleurs, les forêts mûres et les sols nus ont connu une extension progressive de leur superficie entre 1984 et 2000.

Ce travail de recherche a apporté une contribution à la connaissance des paramètres qui permettent à la diversité végétale de s'exprimer dans un milieu perturbé. Les résultats sur les stocks de carbone et la richesse floristique dans les différentes assiettes montrent que les variations seraient dues aux différents types de forêts denses, à la composition floristique, à des variables structurales, aux équations allométriques utilisées, aux facteurs extérieurs tels que le changement climatique et aux facteurs biotiques (pollinisation et dissémination des semenciers).

Malgré une alternance de régression et de progression globale de la diversité végétale, la modernisation des types de gestion suggère des effets antagonistes sur la biodiversité végétale et des stocks de carbone dans les assiettes exploitées et l'assiette témoin. Les résultats révèlent qu'il existe un gradient décroissant de la diversité végétale de l'assiette témoin vers l'assiette exploitée jeune. Les cortèges floristiques changent en réponse à une nouvelle organisation du milieu forestier. Certaines espèces apparaissent, d'autres disparaissent et/ou prospèrent, pouvant feindre parfois une constance de la diversité végétale. Les résultats montrent que l'exploitation forestière, perçue comme une perturbation, peut être un facteur favorable ou préjudiciable à la conservation de la biodiversité et à l'augmentation des stocks de carbone.

Le modèle utilisé pour simuler l'évolution des stocks exploitables après la première rotation, bien que simplifiés, a permis d'obtenir une précision significative sur l'accroissement diamétrique des arbres dans les assiettes exploitées.

Nonobstant les changements intervenus dans la FCD entre les deux périodes, elle reste en grande partie recouverte d'une végétation relativement bien conservée et dispose d'un bon potentiel pour la conservation de la biodiversité. L'implémentation des pratiques de l'aménagement forestier dans ce massif a concouru à la reconstitution de la végétation entre l'assiette témoin et les assiettes exploitées. L'aménagement forestier constitue un outil sans doute de gestion durable des forêts car assure un équilibre entre le prélèvement et le renouvellement des biens et services de la forêt.

Les résultats issus de cette investigation permettront d'évoquer les questions plus larges qui se posent quant aux aménagements à proposer et aux moyens à mettre en œuvre en priorité pour assurer l'expression d'une biodiversité végétale maximale dans les assiettes exploitées. Les choix d'aménagement doivent pouvoir se fonder sur la connaissance des facteurs responsables de la dynamique de la diversité végétale, en valorisant ceux qui sont favorables à son expression et en réduisant ceux qui lui sont préjudiciables.

IV.2. Perspectives

En perspective, on compte par la suite:

- proposer les stratégies de gestion durable et de conservation des espèces menacées dans la forêt communale de Dimako;
- faire une liste exhaustive de la biodiversité en prenant en compte la faune et sa dynamique en réponse à des perturbations du milieu forestier;
- installer des parcelles permanentes pour le suivi de la dynamique forestière et pour le mécanisme REDD+;
- évaluer les pertes en éléments nutritifs engendrées par les différents prélèvements de la biomasse (glands, branches, feuille...);
- regarnir les trouées d'abattage et les parcs à bois avec des espèces pionnières issus des pépinières.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdelbaki A., 2012. *Utilisation des SIG et télédétection dans l'étude de la dynamique du couvert végétal dans le sous bassin versant oued Bouguedfine (Wilaya de Chlef)*. Mémoire de magister, Université Hassiba Ben Bouali Chlef de l'Algérie, 95 p.
- Adiko A.E.G., Houphlet K.D.S., Dogbo F.S., Vroh T.B., Kouame D., Bi Gone B.Z., Gnagbo A., Bene K.J.C. et Yao A.Y.C., 2020. Variabilité des traits fonctionnels des espèces arborescentes dans la reconstitution de la végétation du Parc National d'Azagny (Côte d'Ivoire). *International Journal of Biology and Chemistry Sciences*, 14 (2): 424-439.
- Adingra O.M.A., Kassi J.N. et Yongo O.D., 2014. Analyse systématique et phytogéographique de la forêt classée de la Bamo (Côte d'Ivoire). *Journal of Animal and Plant Sciences*, 23 (2): 2626-3636.
- Adjonou K., Bindaoudou I.K., Idohou R., Salako K.V., Glele-kakaï R., Kokou K., 2018. Land cover dynamics and implications on the sustainable management of the natural resources of Mono transboundary Biosphere reserve. In: Orekan O.A.V., Mertens B., Ahononga C.F. and Yente H.A.B. (éds) Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité. *Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest/ Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale*, campus universitaire d'Abomey-Calavi: 1:11-29.
- Aké-Assi L., 1984. *Flore de la Côte d'Ivoire: étude descriptive et biogéographique, avec quelques notes ethnobotaniques*. Thèse de Doctorat, Université Nationale d'Abidjan, 206 p.
- Akodewou A., 2019. *Trajectoires paysagères et biodiversité: effets de l'anthropisation sur les plantes envahissantes à l'échelle de l'aire protégée Tgodo et sa périphérie dans le sud-est du Togo*. Thèse de doctorat, Institut agronomique vétérinaire et forestier de France, 301 p.
- Aldwaik S.Z. et Pontius R.G., 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape Urban Plan*, 9 (5):128-132.
- Alexandre D.Y., 1979. *De la régénération naturelle à la sylviculture en forêt tropicale*. Multigr. Orstom, Adiopodoumé, 12 p.
- Alexandre D.Y., 1982. Aspects de la régénération naturelle en forêt dense de Côte-d'Ivoire. *Caridollea*, 37: 579-588.

- Alexandre D.Y., 1988. Dynamique de la régénération naturelle en forêt dense de la Cote d'Ivoire. Edition ORSTOM. (Collection Etude et Thèse), Paris, 102 p.
- Alumbongo E., 1982. *Diaspores et modes de dissémination des espèces des jachères arbustives de Kisangani*. Mémoire DEA, Université de Kisangani, 58 p.
- Aldwaik S.Z. et Pontius R.G., 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape Urban Plan*, 9(5):128-132.
- Andel V.J. et Bergh V.D., 1987. Disturbance of grasslands outline of theme. In: Andel Van J., Snaydon R.W. (eds) *Disturbance in Grasslands*, vol 10, 3-13.
- Anonyme 1, 2007. Les Forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2006, COMIFAC. 256 p.
- Anonyme 2, 2015. Les forêts du Bassin du Congo: Forêts et Changements climatiques. Eds: de Wasseige C., Tadoum M., Eba'a Atyi R. et Doumenge C. Weyrich. Liège, 128 p.
- Anonyme 3, 2010. Strategy for Forests and Forestry. Rome, 71 p.
- Anonyme 4, 2009 . Directives OIBT/UICN pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité dans les forêts tropicales productrices de bois, OIBT/UICN, Genève, 127 p.
- Anonyme 5, 2015. Expérience et leçon apprises du Cameroun en matière d'élaboration du Readiness Preparation Proposal (R-PP) dans le cadre de l'initiative REDD+. UICN, MINFOF, Yaoundé, 59 p.
- Anonyme 6, 1994. Loi n° 94/01 du 20 Janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche. Cameroun, 25 p.
- Anonyme 7, 2006. Plan d'aménagement révisé de la forêt communale de Dimako, MINFOF, Yaoundé, 74 p.
- Anonyme 8, 2011. Plan communale de développement de Dimako. PNDP/IDA, Yaoundé, 130 p.
- Anonyme 9, 2016. Une histoire de la biodiversité: naissance et concept. OCDE, Paris, 124 p.
- Anonyme 10, 1992. Rio Declaration on Environment and Development . World Commission on Environment and Development, Vol. I. Annex 1. Rio de Janeiro, 56 p.
- Anonyme 11, 1980. Stratégie mondiale de la conservation. La conservation des ressources vivantes au service du développement durable. Gland. 69 p.
- Anonyme 12, 2003. Stratégie de conservation et d'utilisation durable de la diversité biologique. Ministère de l'environnement et des ressources forestières, Lomé, 149 p.
- Anonyme 13, 1997. Protocole de Kyoto à la Convention-Cadre des Nations Unis sur le Changement Climatique, 24 p.

- Anonyme 14, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques: contribution des groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du GIEC, 104 p.
- Anonyme 15, 2001. Arrêté 0222/01 du 01 mai 2001 fixant la procédure d'élaboration, d'approbation, de suivi et de contrôle de la mise en œuvre des plans d'aménagement des forêts de production du domaine forestier permanent. 15 p.
- Anonyme 16, 2004. Directives nationales d'aménagement durable des forêts naturelles du Congo. CNIAF, Brazzaville, 30 p.
- Anonyme 17, 2005. Manuel d'audit pour la mise en œuvre des Principes, Critères et Indicateurs OAB-OIBT de gestion durable des forêts tropicales naturelle d'Afrique : niveau unité forestière d'aménagement. ITTO/OIBT-OAB/ATO/OAM, 58 p.
- Anonyme 18, 2018. Carte du domaine forestier du Cameroun. MINFOF/ WRI.
- Anonyme 19, 1986. Mise en œuvre du dispositif de recherche en forêt naturelle dans la forêt de Boukoko et de la Lolé en République Centrafricaine. CIRAD, Montpellier, 58 p.
- Anonyme 20, 1994. Le défi de l'aménagement durable des forêts. Quel avenir pour les forêts mondiales? FAO, Rome, 28 p.
- Anonyme 21, 1992. Numéro spécial « Développement durable ». *Unasyva*, 169: 22-33.
- Anonyme 22, 2003. Principes, critères et indicateurs OAB-OIBT de la gestion durable des forêts tropicales naturelles d'Afrique. OAB, Libreville et OIBT Yokohama, . Série 14: Développement de politiques OIBT, 26 p.
- Anonyme 23, 2013. Proposition de mesures pour l'état de préparation (R-PP). République du Cameroun, 197 p.
- Anonyme 24, 2012. Stratégie et plan d'action national pour la biodiversité. Version 2, MINFOF, Yaoundé, 169 p.
- Anonyme 25, 2010. Coopération Cameroun/Union Européenne. APV-FLEGT, Yaoundé, 11 p.
- Anonyme 26, 2009. Position du Cameroun sur les discussions internationales concernant les changements climatiques. MINEP, Yaoundé, 36 p.
- Anonyme 27, 1998. Identification of deforestation hospot areas in the humid tropics. TREES Luxemburg, 76 p.
- Anonyme 28, 2006. Report of the expert consultation on Global Forest Resources Assessment: Towards FRA 2010, 12-16 juin 2006, Kotka, Finlande. Rome, 152 p.
- Anonyme 29, 2008. Actualités des Forêts Tropicales. *Actualités des forêts tropicales*, 16 (3): 1-16.
- Anonyme 30, 1999. Manuel de la protection de la biodiversité. OCDE, Paris, 182 p.

- Anonyme 31, 2002. La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. *World Soil Resources Report 96*, Rome, 59 p.
- Anonyme 32, 2016. Guide opérationnel-Normes de stratification forestière. Série d'aménagement, DIAF, RDC, 34 p.
- Anonyme 33, 1991. Normes d'inventaire d'aménagement et préinvestissement, ONADEF, Yaoundé, 71p.
- Anonyme 34, 2005, Organisation Mondiale de la Météorologie. Le climat et la dégradation des sols. *Temps-Climat-Eau/ OMM*, n° 989, 34 p.
- Anonyme 35, 2019. Promouvoir la conservation et la mise en valeur durable des forêts tropicales. *Actualités des forêts tropicales*, 28 (9): 1-4
- Armento T. et Ralston C., 1980. The role of temperate zone forests in the global carbon cycle. *Canadian Journal of Forest Research*, 10 (1): 53-60.
- Arouna O., Toko I., Djogbenou C. P. et Sinsin Brice, 2011. Comparative analysis of local populations perceptions of socio-economic determinants of vegetation degradation in soudano-guinean area in Benin (West Africa). *International journal of Bioversity and Conservation*, 3 (7): 327-337.
- Assembé M.S., 2006. Decentralized forest resources and access of minorities to environmental justice: an analysis of the case of the Baka in southern Cameroon. *International Journal of Environmental Studies*, 63 (5): 681–689.
- Asthon P.S., 1958. Light intensity measurements in rain forest near, Santarem (Brazil), *Journal of .Ecoogy*, 46: 65-70.
- Atta S., Achard F. et Ould M. O.M.S., 2010. Évolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du Sud-Ouest du Niger. *Science et Nature*, 7 (2): 119-129.
- Atyi E.R., Guillaume L., Ngouhouo P.J. et Moulendè F.T., 2013. *Étude de l'importance économique et sociale du secteur forestier et faunique au Cameroun*. Rapport final. CIFOR, Yaoundé, 278 p.
- Avakoudjo J., Adi M., Toko I. K.V. et Sinsin Brice, 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le parc national de W et son périphérique au nord-ouest du Benin, *International Journal of Biology and Chemistry Sciences* 8 (6): 2608-2625.
- Barbault R., 1993. Une approche écologique de la biodiversité. *Nature, Sciences, Sociétés*, 1 (4): 322-329.

- Bellassen V., Crassous R., Dietzsch L. et Schwartzman, 2008. Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts: quelle contribution de la part des marchés du Carbone? *Etude climat*, 14 (9): 44-56.
- Benoit L., Gaetane B., Louise G. et Robert K., 2013. Terminologie relative à la conservation de la biodiversité *in situ*. *Le naturaliste canadien*, 137 (2): 21-27.
- Bergonzini, 2004. *Changements climatiques, désertification, diversité biologique et forêts*. RIAT et SYLVA, Paris, 140 p.
- Berne A., 2012. La forêt dans la finance carbone: reboiser ou éviter de déforester. 36 p.
- Biwolé B.A., 2015. *Origine et dynamique des populations d'arbres des forêts denses humides d'Afrique Centrale, le cas de Lophira alata Banks ex Gaertn C.F. (Ochnaceae)*. Thèse de Doctorat, Université de Liège, 138 p.
- Blanchard E., 2016. *Diversité structurale des forêts denses humides de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie: de l'arbre au paysage*. Ecole doctorale GALA, Université de Montpellier, 268 p.
- Blondel J., 1979. Biogéographie et écologie. Masson, Paris, 432 p.
- Blondel J., 1995. La dynamique de la forêt naturelle. *Forêt méditerranéenne*, 15 (3): 239-246.
- Bonan G., 1991. A biophysical surface energy budget analysis of soil temperature in the boreal forests of interior Alaska. *Water Resources Research*, 27 (2): 767-781.
- Bonan G., 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Water Resources Research* 320 (5882): 14-44.
- Bouzillé J.B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité. CIRAD, Montpellier, 156 p.
- Boyemba F., 2011. *Ecologie de pericopsis elata (Harms) (Fabaceae), arbre de forêt tropicale africaine à répartition agrégée*. Doctorat PhD., ULB, 166 p.
- Bradford J.B., Birdsey R.A., Joyce L.A. et Ryan M.G., 2008. Tree age, disturbance history, and carbon stocks and fluxes in subalpine Rocky Mountain forests. *Global Change Biology*, 14: 2882-2897.
- Brassard B.W. et Chen H.Y.H., 2010. Dynamique de structure et de composition des peuplements en forêt boréale mixte: implications pour l'aménagement forestier. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, 21 p.
- Brown S., 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. FAO Forestry Paper n° 134, Rome, 53 p.

- Brown S., 2005. *Guide de mesure et de suivi de carbone dans les forêts et prairies herbeuses. Rapport présenté à l'agence Américaine pour le développement international.* Forestry Paper N° 134, Rome, 39 p.
- Brünig E., 1973. Biomass diversity and biomass sampling in tropical rain forest. *In: Young H., 1973. (eds). IUFRO biomass studies*, Université of Maine: 269-293.
- Brünig E.F., 1975. The variation of tropical moist forest in relation to environmental factors and its relevance to land use planning. *Mitt. Bundesforsch. Anst. Forst-u. Holzwirtsch. (Hamburg)*, 109: 59-86.
- Caloz R. et Collet C., 2001. *Précis de la télédétection, traitements numériques d'images de télédétection*, Vol. 3, Université de Québec/ Agence universitaire de la Francophonie. 385p.
- Campagna M., 1996. *Le cycle de carbone et la forêt de la photosynthèse aux produits de la forêt.* Ministère des ressources naturelles, direction de l'environnement forestier/Service de l'évaluation environnementale, Québec, 56 p.
- Carret J.C., 2002. « Les enjeux de l'aménagement durable: le cas des forêts denses camerounaises ». *Bois et forêts des tropiques*, 271 (1): 61-78.
- Cauderon A., Fridlansky F. et Mounoulou J.C., 1995. Biodiversité et environnement. 88 p.
- Chao A., Shen T.J., 2003. Nonparametric estimation of Shannon's diversity index when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics*, 10: 429-443.
- Chave J., Condit R., Lao S., Caspersen J.P., Foster R.B. et Hubbell S.P., 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91 (2): 240–252.
- Chave J., Rejou-Mechain M., Burquez A., Chidumayo E., Colgan S.M., Delitti B.C.W., Duque A., Eid T., Fearnside M.P., Goodman C.R., Matieu H., Martinez-Yrizar A., Mugasha A.W., Muller-Landau C.H., Mencuccini M., Nelson W.B., Ngomanda A., Nogueira M.E., Ortiz-Malavassi E., Pelissier R., Ploton P., Ryan M.C., Juan G., Saldarriaga G.J. et Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical. *Global Change Biol.*, doi: 10.1111/gcb.12629
- Chimi D.C., Zapfack L. et Djomo N.A., 2018. Diversity, structure and biomass (above and below) in a semi-deciduous moist forest of east Region of Cameroon. *Journal of Biology and Environment Sciences*, 12 (3): 60-72.
- Choudhury D., Das K., et Das A., 2018. Assessment of land use land cover changes and its impact on variations of land surface temperature in Asan-sol-Durgapur development region. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 22: 203-218.

- Cottam G. et Curtis J.T., 1959. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37: 451-460.
- Cuny P., 2011. *Etat des lieux de la foresterie communautaire et communale au Cameroun*. Tropenbos International/ Programme du bassin du Congo, Wageningen, 110 p.
- Daget P., Poissonet J. et Huguenin J., 2010. Prairies et paturages, méthodes d'étude de terrain et interorétation. Cnrs/Cirad, 937 p.
- Dansereau P. et Lems K., 1957. The grading of dispersal types in plants communities. *Contribution de l'institut de Botanique de Montréal*, 71: 1-52.
- Daurbay G., 2007. *Etude Floristique et Biogéographique du Parc National De La Pongara*. Mémoire du Diplôme d'Etude Approfondie en biologie végétale. Université libre de Bruxelles 165 p.
- Day M., Baldauf C., Rutishauser E. et Sunderland T.C.H., 2013. Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: implication for REDD. *Environmental Conservation*, 41: 64-72
- Deconchat M., 1999. *Exploitation forestière et biodiversité. Exemple dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse III, 191 p.
- Devineau J.L., 1975. *Etude quantitative des forêts-galeries de Lamto (moyenne Côte d'Ivoire)*. Thèse de Doctorat 3^e cycle, Université Pierre et Marie Curie, 180 p.
- De Waseige C., Devers D., Merken P., Eba'a A.R., Nasi R. et Mayaux P., 2009. Les forêts du Bassin du Congo: Etat des forêts 2008. Office des publications de l'Union européenne, Bruxelles, 407 p.
- Diouf C.J., 2011. *Dynamique du peuplement ligneux au Ferlo (nord - Sénégal), conséquences et perspectives pour une gestion durable*. Thèse de Doctorat 3^e cycle, Université Cheikh Anta-diop de Dakar, 262 p.
- Djeukam P.S.V., Zapfack L. et Ngoué M.C., 2016. Effet de l'exploitation forestière à impact réduit sur les stocks de carbone: Cas des UFA 10030/10031 de PALLISCO à l'Est Cameroun. *Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo*, 7: 79-80.
- Djiongo B.E.J., Desrochers A., Avana T.L.M., Khasa D., Zapfack L., Fotsing É., 2020. Analysis of spatio-temporel dynamics of land use in the Bouba Ndjidda national Park and its adjacent zone (North Cameroon). *Open journal of forestry*, 10: 39-57.
- Djomo A.N., 2015. A structure qnalysis for ecological management of moist tropical forests. *International Journal of Forestry Research*, Article ID 161645, 12 p.

- Djomo A.N., Knohl A. et Gravenhorst G., 2011. Estimations of total ecosystem carbon pools distribution and carbon biomass current annual increment of a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 261 (8): 1448-1459.
- Djuikouo M.N.K., Doucet J-L., Nguembou C.K., Lewis S.L. et Sonke B., 2010. Diversity and aboveground biomass in three tropical forest types in the Dja Biosphere Reserve, Cameroon. *Africa. Journal. Ecology*, 48: 1053-1063.
- Doetinchem N. et Megevand C., 2013. Dynamiques de déforestation dans le bassin du Congo: réconcilier la croissance économique et la protection de la forêt. Document de travail, n°2, exploitation forestière, CIRAD, Paris, 43 p.
- Dongmo D.M., 2008. *Etudes floristiques et ethnobotaniques dans un village de la zone forestière du Cameroun: cas de Nkolbibanda*. Mémoire de Master, Université de Yaoundé 1, 72 p + annexes
- Dos Santos G., 2001. *Classification automatique, carte d'occupation des sols dans la vallée de Biriato, télédétection*. Rapport de stage. 37 p.
- Doucet J.L., 2003. *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon*. Thèse de Doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 323 p.
- Doumenge C., 1990. *Contribution à l'étude des structures de populations d'arbres des forêts d'Afrique centrale (exemple du Gabon, Cameroun et Congo)*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, 272 p.
- Dupuy B., 1998. *Sylviculture et productivité de la forêt dense humide en Côte d'Ivoire*. IDEFOR/D.F.O., CIRAD-Forêt, Paris, 22 p.
- Durrieu de Madron L., Forni E. et Mekok M., 1998. *Les techniques d'exploitation à faible impact en forêt dense humide camerounaise*. FORAFRI, CIRAD, Paris, 33 p.
- Durrieu de M., Sébastien B., Adeline G., Didier H., Alain B., 2011. *Estimation de l'impact de différents modes d'exploitation forestière sur les stocks de carbone en Afrique centrale*. CIRAD, Paris, 12 p.
- Duveiller G., Defourny P., Desclée B. et Mayaux P., 2008. Deforestation in Central Africa estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, 112 (5): 1969-1981.
- Eba'a A.R. et Mbololo M., 2006. La bonne gestion forestière: normes et durabilité. In: Nasi R., Nguingiri J.C. et Blass E.D., (éds). *Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale*. Harmattan, Paris: 3-23.

- Engone O.J.P., 2015. *Structure spatiale et dispersion des communautés d'arbres en forêt tropicale humide du Gabon: rôle des facteurs édaphiques et du gradient de chablis*. Thèse de Doctorat, Université Laval, 149 p.
- Eriksson E., Gillespie A.R., Gustavsson L., Langvall O., Olsson M., Sathre R. et Stendahl J., 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 (3): 671-681.
- Estève J., 2001. *Étude sur le plan pratique d'aménagement des forêts naturelles de Production tropicales africaines: application au cas de l'Afrique Centrale. Premier volet: production forestière*. ATIBT, Paris. 91 p.
- Eva H., Carboni S., Achard F., Stach N., Durieux L., Faure J.-F., and Mollicone D., 2010. Monitoring forest areas from continental to territorial levels using a sample of medium spatial resolution satellite imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65: 191–197.
- Evrard C., 1968. *Recherche écologique sur le peuplement forestier des sols hydromorphes de la cuvette congolaise*. Publ. INEAC, serie scientifique. 110, 295 p.
- Fayolle A., Doucet J.-L., Gillet J.-F., Bourland N. et Lejeune P., 2013. Tree allometry in Central Africa: Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 305: 29–37.
- Fayolle A., Panzou L.J.G., Drouet T., Swaine D.M., Bauwens S., Vleminckx J., Biwolé A., Lejeune P. et Doucet J.L., 2016. Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests. *Forest Ecology and Management*, 374: 42-50.
- Fayolle A., Ngomanda A., Mbasi M., Barbier N., Bocko Y., Boyemba F., Couteron P., Fonton N., Kamdem N., Katembo J., Kondaoule J.H., Loumeto J., Maïdou M.H., Mankou G., Mengui T., Mofack II G., Moundounga C., Moundounga Q., Nguimbous L., Nchama N.N., Obiang D., Asue M.O.F., Picard N., Rossi V., Senguela P.Y., Sonké B., Viard L., Yongo D.O., Zapfack L., Medjibe P.V., 2018. A regional allometry for Congo basin forests on the largest ever destructive sampling. *Forest Ecology and Management*, 430: 228-240.
- Figueres S., Denou J.L., Martel S. et Loustau D., 2019. Potentiel de stockage de carbone dans les vieilles forêts pyrénéennes. Rapport final. INRA, UMR ISPA, Villenave d'Ornon, 81 p.
- Finegan B., 1984. Forest succession. *Nature*, 312: 109-114.

- Foggie A., 1960. Natural regeneration in the humid tropical forest. *Caribbean Forest*, 2 (1): 73-81.
- Fongzossie F.E., Biwolé A.B., Nguenang G.M., Ngo S.S., Ngo N.C., Fono L.A., Dibong S.D., Nekdem F. et Ngoufo R., 2019. Analyse floristique, structurale et Phytogéographique de la végétation du massif forestier de Ngog-Mapubi-Dibang (Camerou). *Journal of Botony and Society France*, 86: 75-92.
- Fordjour P.A., Obeng S., Anning A.K. et Addo M.G., 2009. Floristic composition, structure and natural regeneration in a moist semi-deciduous forest following anthropogenic disturbances and plant invasion. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1 (2): 021-037.
- Fournier F. et Sasson A., 1983. *Écosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique*. Orstom-Unesco, Paris, 471 p.
- Garcia C. et Freintrenie L., 2014. Beyond the Mirror: Tropical forest fragmentation and its impact on rural livelihoods. *Global Forest Fragmentation*, (eds) C.J. Kettle and L.P. Koh, London: 115-131.
- Gartlan S., 1989. *La conservation des écosystèmes forestiers du Cameroun*. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni, ix + 186p., illustré.
- Gatti R.C., Castaldi S. et Lindsell J.A., 2015. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological Research*, 30: 119–132.
- Gauthier C., 1997. *Évaluation économique des ressources naturelles. Le cas particulier de la biodiversité*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse I, France, 224 p.
- Ghilardi A., Bailis R., Mas J.F., Skutsch M., Elvir J.A., Quevedo A., Masera O., Dwivedi P., Drigo R. et Vega E., 2016. Spatiotemporal modeling of fuelwood environmental impacts: towards improved accounting for non-renew-able biomass. *Environ Model Softw* 82: 241–254.
- Gibbs H.K., Brown S., Niles J.O. et Foley J.A., 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2 (4): 29-41.
- Gibson L., Lee T.M., Koh L.P., Brook B.W., Gardner T.A. et Barlow J., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478: 378.
- Gidey E., Dikinya O., Sebege R., Segosebe E. et Zenebe A., 2017. Modeling the spatio-temporal dynamics and evolution of land use and land cover (1984–2015) using remote sensing and GIS in Raya, Northern Ethiopia. *Model Earth System Environ* 3: 1285–1301.

- Girard M.C. et Girard C.M., 1999. *Traitement des données de télédétection*. Dunod, Paris. 529 p.
- Gonmadje F., Doumenge C., Sunderland C.H.T., Balinga P.B.M. et Sonké B., 2012. Analyse phytogéographie des forêts d’Afrique Centrale: le cas du massif de Ngovayang (Cameroun). *Plant Ecology and Evolution*, 145 (2): 152-164.
- Gosselin M. et Laroussinie O., 2004. *Biodiversité et gestion forestière: connaître pour préserver – synthèse bibliographique*. Antony (éds), co-édition GIP Ecofor-Cemagref, 320 p.
- Gourlet-Fleury S., Mortier F. et Fayolle A., 2013. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368, 20120302.
- Gray A.J., 2000. Une génétique bien gênante. *La Recherche*, 333: 102-105.
- Hairiah K., Dewi S., Agus F., Velarde S., Ekadinata A., Rahayu S. et van Noordwijk M., 2011. *Measuring carbon stocks across land use systems: A manual*. World Agroforestry Centre (ICRAF), SEA Regional Office, Bogor, 155 p.
- Hakizimana P., Bangirinama F., Havyarimana F., Habonimana B. et Bogaert J., 2011. Analyse de l’effet de la structure spatiale des arbres sur la régénération naturelle de la forêt claire de Rumonge au Burundi. *Sciences Institut of Natural Environment and Conservation*, 9: 46-52.
- Hans T.S., 2010. Will tropical biodiversity survive our approach to global change? *Biotropica*, 42 (5): 561-572.
- Hounton C., 2017. *Evaluation des changements actuels d’occupation et d’utilisation des terres par télédétection de la Basse Vallée de l’Ouémé en 1986, 2002 et 2015*. Thèse de Doctorat, Abomey-Calavi, 217 p.
- Ionescu C.M., 2016. *Biodiversité et stratégie des organisations: construire des outils pour gérer des relations multiples et inter-temporelles*. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble Alpes, 392 p.
- Issa M.S., 2010. *Changements climatiques et agrosystèmes dans le moyen Bénin: Impact et stratégies d’adaptation*. Thèse de Doctorat unique de géographie, UCA/FLASH/EDP, 278 p.
- Issiako D. et Arouna O., 2018. Dynamic land use before and after the development of the participatory management plan for the Alibori superior classified forest in north Benin. In: Orekan O.A.V., Mertens B., Ahononga C.F. and Yente H.A.B. (éds) *Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion*

durable de la biodiversité. *Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest/ Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale*, campus universitaire d'Abomey-Calavi: 193-210.

- Jiogho R.E., Zapfack L. et Jumo K. C.U.A., 2019. Distribution et dynamique de la flore ligneuse à la périphérie du Parc national de Waza (Cameroun). *Vertigo-la revue électronique en science de l'environnement*, 19(3): 1-25.
- Kabelong B.L.P.R., 2018. *Evaluation monétaire des services écosystémiques des forêts tropicales humides du Cameroun: Cas des forêts sempervirentes et semi-décidues*. Doctorat PhD, Université de Yaoundé I, 137 p. + annexes.
- Kabelong B.L.P.R., Zapfack L., Weladji R.B., Chimi D.C., Nyako C.M., Nasang M.J., Madountsap T.N. et Mbobda T.R.B., 2020. Biodiversity and carbon sequestration potentiel in two types of tropical rainforest, Cameroon. *Acta Oecologica*, 105, 103562.
- Kaire M., Ouedraogo S.J., Sarr B., Belem M. et 2013. *Guide de mesure et de suivi du carbone dans le système sol-végétation des formations forestières et agro-forestières en Afrique de l'Ouest*. AMCC-GCCA, 47 p.
- Kamungandu C.M., 2009. *La dégradation des forêts en République Démocratique du Congo: Etudes de cas sur l'évaluation de la dégradation des forêts*. FAO, Rome, 29 p.
- Kankeu R.S., Denis S. et Richard E., 2013. Quantification de la biomasse perdue post-exploitation forestière à travers l'identification des trouées d'abattage et des infrastructures de débardage et de préparation par l'utilisation des images satellites et les mesures de terrain. CIFOR, Yaoundé, 14 p.
- Karsenty A., 2006. L'impact des réformes dans le secteur forestier en Afrique Centrale. In: Nasi R., Nguinguiri J.C. et Blass E.D. (éds). *Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale*. Harmattan, Paris: 25-60.
- Karsenty A. et Gourlet-Fleury S., 2006. Assessing sustainability of logging practices in the Congo Basin's managed forests: the issue of commercial species recovery. *Ecology and Society*, 11(1): 26.
- Kengne O.C., Zapfack L., Garcia C., Noiha N.V. et Nkongmeneck B.A., 2018. Diversité floristique et structure de deux forêts communautaires sous-exploitation au Cameroun: cas de kompia et Nkolenyeng. *European Scientific Journal*, 14 (24): 1857-1881.
- Kenina L., Elferts D., Baders E. et Jansons A., 2018. Carbon Pools in a Hemiboreal Over-Mature Norway spruce stands. *Forest*, 9: 435.

- Koffi D.K., Tchaa B. et Thiou T.K.T., 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la Préfecture de Yoto (sud-est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. *Revue des Sciences de l'Environnement, Laboratoire de Recherches Biogéographiques et d'Etudes Environnementales* (Université de Lomé): 137-156.
- Kolasa J. et Rollo C.D., 1991. Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. In: Kolasa J. et Pickett S.T.A. (éds). *Ecological Heterogeneity*, Springer-Verlag, New-York: 1-23.
- Konan D., Bakayoko A., Piba S., Bitignon B. et TraBi F., 2015. Dynamisme de la structure diamétrique du peuplement ligneux des différents biotopes de la forêt classée de Yapo-Abbé, Sud de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 94: 8869 – 8879.
- Kouna E. C., 2006. *Certification forestière au Cameroun. Contexte et contraintes à la mise en œuvre pour les forêts communales*. Mémoire de Master, Université de Yaoundé 1, 108 p.
- Kurz W., 1998. Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. Mitigation and Adaptation. *Strategies for Global Change*, 2 (4): 405-421.
- Laidlaw M., Kitching R., Goodall K., Small A. et Stork N., 2007. Temporal and spatial variation in an Australian tropical rainforest. *Austral Ecology* 32:10-20.
- Laitat E., Dominique P., Michael S., Claire L. et Geneviève P., 2004. *Un modèle de calcul de la séquestration du carbone par les forêts, selon les termes des accords de Marrakech et les engagements de rapportage de la Belgique au protocole de Kyoto*, 46 p.
- Lambin E.F. et al., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Glob Environ Change* 11:261–269.
- Landis J.R. et Koch G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrie*, 33: 159-174.
- Lebart L., Morineau A., Piron M., 1995. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*, Dunod, Paris, 439 p.
- Lecocq F., Montagné C., Niedzwiedz A. et Cauria S., 2007. *Convention cadre de recherche ONF-ENGREF: puits de carbone forestiers, nouveaux marchés et implication pour la gestion forestière; Convention de recherche particulière n° 3: économie du carbone dans la filière*. Laboratoire d'économie forestière, Nancy, 46 p.
- Legendre L. et Legendre P., 1984. *Écologie numérique. 1: Le traitement multiple des données écologiques*. Masson, Paris, 2^e éd., 260 p.

- Lejoly J., Sonké B. et Van Essche K., 1996. Utilisation de la méthode du transect en vue de l'étude de la biodiversité dans la réserve de faune du Dja (Cameroun). *In: van der Maesen L.J.G., van der Burgt X.M. et van Medenbach de Rooy J.M. (éds.). The biodiversity of African plants.* Kluwer Academic Publishing, Netherlands: 150–154.
- Leroy M., Deroire G., Vende J. et Leménager T., 2013. *La gestion durable des forêts tropicales. De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion.* AFD, Paris, 248 p.
- Letouzey R., 1968. *Étude phytogéographique du Cameroun.* Encyclopédie Biologique, LXIX, Paris, 512 p.
- Letouzey R., 1985. *Notice de la Carte Phytogéographique du Cameroun au 1/500000.* IRA/Inst. Cart. Intern. Végétation: Toulouse, 240 p.
- Lévêque C., 1994. Le concept de biodiversité: de nouveaux regards sur la nature. *Nature, Sciences, Sociétés*, 2 (3): 243-254.
- Lewis S., Lopez-Gonzalez G., Sonké B., Affum-Baffoe K., Baker T., Ojo L., Phillips O., Reitsma J., White L., Comiskey J., Djuikouo M. N., Ewango C., Feldpausch T., Hamilton A., Gloor M., Hart T., Hladik A., Jon L. J., Makana J. R., Malhi Y., Mbago F., Ndangalasi H., Peacock J., Peh K., Sheil D., Sunderland T., Swaine M., Taplin J., Taylor D., Thomas S., Votere R. et Wöll H., 2009. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, 461 (3): 1003-1006.
- Lisan B., 2014. *Importance des arbres et des forêts: présentation, rôles, services, menaces et préservation.* Paris, 128 p.
- Locatelli B., 2005. *Mécanisme de Développement Propre: quelles opportunités pour le secteur forestier d'Afrique Centrale? Formation « Mécanismes de financement durables ».* Libreville, 77 p.
- Loubota-Panzou J.G., Doucet J.L., Loumeto J.J., Biwolé A., Bauwens S. et Fayolle A., 2016. Biomasse et stocks de carbone des forêts africaines (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agronomic Society Environment.*, 20 (4): 508-522.
- Loubota-Panzou J.G., Fayolle A., Feldpausch R.T., Ligot G., Doucet J.L., Forni E., Zombo I., Mazengue M., Loumeto J.J. et Gourlet-Fleury S., 2018. What controls local-scale aboveground biomass variation in central Africa? Testing structural, composition and architectural attributes. *Forest Ecology and Management*, 429: 570-578.
- Lourmas M., 2003. Diversité génétique et aménagement: utilité d'une modélisation intégrée/ *Bois et Forêts des Tropiques*, 276: 85-87.

- Lovejoy T., 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological approach*. Sinauer Associates, Massachusetts, 93 p.
- Magurran A.E., 2004. *Mesuring biological diversity*. Blackwell Publication, Malden, 215 p.
- Mama A., Sinsin B., De Cannière C. et Bogaert J., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au Nord du Bénin. *Tropicultura*, 31: 82-92.
- Manfo D.A., Tchindjang M. et Youta H.J., 2015. Système agroforesterie et conservation de la biodiversité dans un milieu fortement anthropisé: le cas d'Obala. *Revue Scientifique et Technique des Forêts et Environnement du Bassin Congo*, 5: 22-34.
- Mangenot G., 1955. Étude sur les forêts des plaines et plateaux de la Côte d'Ivoire. *Études éburnéennes*, 4: 5-81.
- Mather, A.S. 1992. The Forest Transition. *Société royale*, 24 (4): 367-379.
- Matsuzaki E., Sanborn P., Fredeen A.L., Shaw C.H. et Hawkins C., 2013. Carbon stocks in managed and unmanaged old-growth western redcedar and western hemlock stands of Canada's inland temperate rainforests. *Forest Ecology and Management*, 297: 108-119.
- Mbolo M.M., 2004. *Typologie et cartographie de la végétation de la réserve de la Biosphère du Dja*. Thèse de doctorat, Université de Yaoundé 1, 128 p.
- Mcghée W., Saigle W., Padonou E.A. et Lykke A.M., 2016. Méthodes de calcul de la biomasse et du carbone des arbres en Afrique de l'Ouest. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20: 79-98.
- Mimbimi E. P. et Foteu K. R., 1999. *Critères et indicateurs de la gestion durable des forêts et de la certification au Cameroun*. GNT sur la gestion durable des forêts et de la certification au Cameroun, Yaoundé, 21 p.
- Mommaerts J.P., 2005. *La diversité biologique: quelques réflexions sur sa signification et sa mesure. Note 1*. Action Environnement Beauvechain, 6 p.
- Momo Solefack, M.C., Chabrierie O., Gallet-Moron E.; Nkongmeneck B.-A., Leumbe Leumbe O.N. et Decocq G., 2010. Les facteurs influençant la composition et la diversité fonctionnelle des communautés végétales des forêts du mont Oku (Cameroun). Communication présentée au Colloque en écologie des communautés végétales-ECOVEG 6, 31 Mars-2 Avril, au Mont-Saint-Aignan, France.
- Momo S.M.C, Chabrierie O., Gallet-Moron E., Nkongmeneck B.-A., Leumbe O.N.L et Decocq G., 2012. Analysing deforestation by remote sensing coupled with structural

- equation models: example of the cloud forest of mount Oku (Cameroon). *Acta Bot Gallica* 159: 451–466.
- Momo S.M.C., Njouonkouo A.L., Temgoua L.F., Djouda Zangmene R., Wouokoue Tafo J.B. et Ntoupka M., 2018. Land use/land cover change and anthropogenic causes around Koupa-Matapit gallery forest, West-Cameroon. *Journal Geography and Geology*, 10 (2): 56-65.
- Mosango M., 1991. La forêt secondaire âgée à *Zanthoxylum gillettii* de l'île Kongolo (Zaïre). *Belgian Journal of Botany*, 124 (2): 152-166.
- Mounmemi K.H., 2016. *Influence des activités d'exploitation forestière sur les stocks de carbone: cas de l'Unité Forestière d'Aménagement 08-003*. Mémoire de Master, Université de Yaoundé 1, 65 p.
- Mugnier A., Cassagne B., Bayol N. et Lafon C., 2009. Estimation des stocks de carbone des forêts du bassin du Congo pour le REDD: étude comparative conduite sur 22 types forestiers, 4 pays et un dispositif d'aménagement–4,8 millions d'ha. XIIIe congrès forestier mondial, Buenos Aires, 156 p.
- Nagendra H., Pareeth S. et Ghate R., 2006. People within parks-forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, *India Applied Geography*, 26: 96-112
- Nanda S.S., 2018. *Potentialités des forêts communales pour le processus REDD+ au Cameroun: cas de Dimako*. Mémoire de Master, Université de Dschang, 92 p.
- Nanda S.S., Temgoua F.L. et Yemefack M., 2018. *Aménagement des forêts communales au Cameroun et stocks de carbone. Analyse du cas des forêts communales de Djoum, Mindourou-Massamena et Yokadouma*. Éditions universitaires européennes, 67 p.
- Nasi R., Philippe M., Didier D., Nicolas B., Richard E., Antoine M., Bernard C., Alain B. et Denis S., 2004. Un aperçu des stocks de carbone et leurs variations dans les forêts du bassin du Congo. *Agronomic Society Environment*, 8 (1): 27-40.
- Nashimba H., 2005. *Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts inondées de l'île Mbiye à Kisangani, (R.D.Congo)*. Mémoire du DEA, ULB, 101 p.
- Nathan R. et Muller-Landau H., 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Tree*, 15: 278-285.
- Neba S.G., Kanninen M., Atyi R.E. A. et Sonwa D.J., 2014. Assessment and prediction of above-ground biomass in selectively logged forest concessions using field measurements and remote sensing data: Case study in South east Cameroon. *Forest Ecology and management*, 329: 177-185.

- Ngo M.K., Turner L.B., Muller-Landau C.H., Stuart J., Davies S.J., Larjavaara J., Hassan N.F.N. et Lum S., 2013. Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management*, 296: 81-89.
- Ngoufo R., Zapfack L., Tiomo E.D., goufo T.R.S. et Guimdo M.S., 2019. Évaluation et spatialisation du carbone stocké dans le massif forestier de Ngog-Mapubi (Cameroun). Conférence OSFACO: Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, Mar 2019, Cotonou, hal-02189496
- Ngueguim, 2014. *Biodiversité et croissance des ligneux en forêt dense du Cameroun*. Omniscryptum GmbH & Co.KG, Paris, 272 p.
- Ngueguim J.R., Zapfack L., Onana J.M., Noiha N.V., Onana D., Beti J.L. et Riera B., 2016. Can the Mangombe forest plantation contribute to restore and conserve Bioversity? *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10 (1): 346-368.
- Nguessan A.E. et Ndja K.J., 2018. Analyse de la diversité floristique de la forêt classée d'Agbo I (Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 14 (9): 1857-7881.
- Noumi E., 1998. Les « forêts de transition » à *Garcinia* spp. Des collines Nkolobot (Région de Yaoundé). *Belgique Journal Botany*, 130 (2): 198-220.
- Noss R.D., 1990. Indicator for monitoring bioversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364.
- Ntomen Y.F.A, 2020. *Contribution des individus du sous-bois dans les stocks de carbone: cas de la forêt communautaire de Mindourou*. Thèse de Doctorat, Université de Yaoundé 1, 156 p.
- Oldeman R.A.A. et Van Dijk J., 1991. Diagnosis of the temperament of tropical rain forest trees. In: Gomez-Pompa A., Whitmore T.C. et Hadley M. (eds). *Rain forest regeneration and management*. Man And Biosphere series, Berlin, 21-65.
- Oldeman R.A.A., 1990. *Forest: elements of silvology*. Springer-Verlag, Berlin, 565 p.
- Olivier C.D. et Larson C.B., 1996. *Forest stand dynamic*. Wiley, 544 p.
- Omari L., 2005. *Contribution à l'étude d'un écosystème à Artemesia Herba alba dans le Sud-Oranais; diagnose phytoécologique et cartographique par télédétection spatiale*. Mémoire de magister, Université USTHB, 152 p.
- Onana et Cheek, 2011. Biodiversity planning and Assessment of NBSAPs. UNU/IAS.
- Onana J.M., 2011. *The vascular plants of Cameroon: A taxonomic checklist with IUCN assessments*. DARWIN initiative / National Herbarium of Cameroon. Youndé, 195 p.

- Onana J.M., 2013. *Synopsis des espèces végétales vasculaires endémiques et rares du Cameroun 40*. Ministère de la Recherche Scientifique et de l'innovation (MINRESI), Yaoundé X+277 p. +16 planches + 18 cartes.
- Oszwald J., Lefebvre A., Arnault De Sartre X., Thales M. et Gond V., 2010: Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de maçaranduba (para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Revue Télédétection*, 9 (2): 97-111.
- Ouattara V.T., Konate Z., Messoum G.F., Kassin E.K., Tahi M.G., Koko L.A., Kone B., Dick E.A. et Camara M., 2018. Effets de la fertilisation organo-phosphatée sur la fertilité en matière organique et complexe adsorbant d'un ferralsol sous cacaoyers dans la région de Divo (Côte d'Ivoire). *International Journal Biology and Chemistry Sciences*, 12 (6): 2901-2921.
- Ouédraogo I., 2010. *Land use Dynamics and Demographic Change in Southern Burkina Faso*. Doctoral thesis, Faculty of Forest Sciences / southern Swedish Forest Research Centre Alnap, 64 P. + annexes.
- Palla F., 2011. *Caractérisation et distribution spatiale des groupements végétaux de la mosaïque forêt-savane du parc national de la Lopé (Gabon): apport des traits caractéristiques de la végétation (traits d'histoire de vie) et des images Radar PALSAR*. Thèse de Doctorat, l'Université Pierre et Marie Curie, 277 p.
- Pale F.K., 2000. Le rôle de l'action anthropique dans la dégradation des ressources naturelles à Niaogho-Beguedo. *Berichte des Sonderforschungsbereichs*, 268 (14): 521-533.
- Pearson T. et Brown S., 2005. *Guide de mesure et de suivi du carbone dans les forêts et prairies herbeuses*. Report, Winrock International, Arlington, 34 p.
- Peters C.M., 1997. *Exploitation des produits forestiers autres que le bois en forêt tropicale humide: Manuel d'Initiation Ecologique Programme d'appui à la biodiversité n°2*. CIRAD, Paris, 49 p.
- Picard N. et Goulet-Fleury S., 2008. *Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production dans le Bassin du Congo*. COMIFAC/ CIRAD, 263 p.
- Picard N., Laurent S.A. et Mathieu H., 2012. *Manuel de construction d'équations allométrique pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres. De la mesure de terrain à la prédiction*, CIRAD, Paris, 224 p.

- Pickett S., Collins S. et Armesto J., 1987. Models, mechanism and pathways of succession. *The Botanical Review*, 53: 335-371.
- Pielou E.C., 1966. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10: 370-383.
- Pontius Robert G., Shusas E., Mceachern M., 2004. «Detecting important categorical land changes while accounting for persistence». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101: 251-268.
- Puig H., 2001. *La forêt tropicale humide*. Belin, Paris, 448 p.
- Ramade, 1994, *Eléments d'Ecologie: Ecologie fondamentale II*. Ediscience Internationale, Paris, 579 p.
- Reyes G., Brown S., Chapman J., and Lugo A., 1992. *Wood densities of tropical tree species*. Gen. Tech. Rep. SO-88, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, 15 p.
- Reitsma, T.M., 1988. *Végétation forestière du Gabon*, Tropenbos Technical series 1, Libreville, 47 p.
- Richards P.W., 1952. *The tropical rain forest: an ecology study*. Cambridge Univ. Press, London, 450 p.
- Riera B. et Alexandre D.Y., 2004. Diversité biologique et Forêts. SILVA et RIAT, 146 p.
- Rollet B., 1979. Application des diverses méthodes d'analyse de données à des inventaires forestiers détaillés levés en forêt tropicale. *Oecology Plant*, 5: 124-238.
- Saatchi S.S., Harris N.L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E.T.A., Salas W., Zutta R.B., Buermann W., Lewis S.L., Hagen S., Petrova S., White L., Silman M. et More A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical region across three continents. *PNAS*, 108 (24): 9899-9904.
- Samyn J.M., Gasana J., Pousse E., Pousse F., 2011. *Secteur forestier dans le bassin du Congo: 20 ans d'intervention de l'AFD, évaluation ex post*. AFD, Paris, 188 p.
- Schnell R., 1970. *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux*. 2 volumes. Gauthier-Villars, Paris, 951 p.
- Schwal B., 2004. *Dynamique de la biodiversité végétale dans les paysages d'agriculture intensive: utilisation du sol, composition floristique, végétation et structures paysagères du Lauragais haut-garonnais (Sud-Ouest, France), XIXe-XXe siècle*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse II-Le Mirail, 370 p.

- Scoupe M., 2011. *Composition floristique et diversité de la végétation de la zone Est du Parc National de Taï (Côte d'Ivoire)*. Mémoire de Master, Université de Genève, 194 p.
- Senterre B., 2005. *Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 345 p. + annexes.
- Shannon C.E.W., 1949. *The mathematic theory of communication*. University Illinois Press, Urbana, 117 p.
- Shirima D.D., Totland Ø., Munishi P.K., et Moe S.R. 2015. Relationships between tree species richness, evenness and aboveground carbon storage in montane forests and miombo woodlands of Tanzania. *Basic and Applied Ecology*, 16: 239–249.
- Sist P. et Brown N., 2004. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Fredericksen and Putz. *Biodiversity and Conservation*, 13: 2381-2385.
- Sist P., Gourlet-Fleury S. et Nasi R., 2011. IUFRO international conference report: What future is there for tropical forest silviculture? *Bois et Forêts des Tropiques*, 310: 3-6.
- Smith P., Chapman S.J., Scott W.A., Black H.I.J., Wattenbach M., Milne R., Campbell C.D., Lilly A., Ostle N., Levy P.E., Lumsdon D.G., Millard P., Towers W., Zaehle Z. et Smith J.U., 2011. Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978-2003. *Global Change Biology*, 13: 2605-2609.
- Solefack C.M., Temgoua F.L., Fedoung F.E. et Djoud Z.R., 2018. Végétation et spectres fonctionnels de la galerie forestière de Koupa Matapit (Ouest-Cameroun). *Geo-Eco-Trop.*, 42 (1): 147-158.
- Sonké B., 2004. Forêts de la Réserve du Dja (Cameroun). Etudes floristiques et structurales, Jardin botanique national de Belgique. *Scripta Botanica*, 32: 114-127.
- Sonké, B., 1998. *Etudes floristiques et structurales des forêts de la Réserve de Faune du Dja (Cameroun)*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 276 p.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing group of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyse of the vegetation on Danish common. *Kjobenhavn*, 4: 1-34.
- Soulama S., Kadeba A., Nacoulma M.I.B., Traoré S., Bachmann Y. et Thiombiano A., 2015. Impact des activités anthropiques sur la dynamique de la végétation de la réserve partielle de faune de Pama et d ses périphéries (sud-est du Burkina Faso) dans un contexte de variabilité climatique. *journal of Applied Biosciences*, 87: 8047-8064.

- Souza C., Brown S., Jukka M., Achard F., Herold M., 2015. *Module 2.2 Suivi des données sur les activités concernant les forêts restant des forêts (y compris la dégradation des forêts)*, 54 p.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S.E., Fetzer I., et Bennett E.M., 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347:1259855.
- Tabopda G.W. et Fotsing J.M., 2010. Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale. *Sécheresse*, 21 (3): 169-78
- Tabue B.R.B., 2018. *Valeurs écologiques et économiques des écosystèmes de la Réserve de Faune du Dja sous l'influence des effets anthropiques*. Doctorat PhD, Université de Yaoundé I, 133 p.
- Tajeukem V.C., Fongzossie F.E., Kemeuze V.A. et Nkongmeneck B-A., 2014. Vegetation structure and species composition at the northern periphery of the Boumba-Beck National Park, Southeastern Cameroon. *African Study Monographs*, 49: 13-46.
- Tamungang R., 2011. *Tracking logging roads to assess the impact of commercial logging on the forest above ground biomass. the case of south east Cameroon*. CIFOR, Yaoundé, 9 p.
- Tankoano B., Hien M., Dibi N.H., Sanon Z., Akpa Y.L., Jofack S.V-C., et Somda I., 2016. Mapping land cover dynamics of Deux Balé National Park, Western Burkina Faso. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 16 (4): 837-846.
- Tans P., Fung L. et Takahashi T., 1990. Observational constraints on the global atmospheric CO₂ budget. *Science*, 247 (8): 1431-1438.
- Tchatat M., 1988. *Etude de la forêt d'altitude de Tabenken-Binka: dynamique, plan de protection et d'amélioration*. Mémoire de DEA, C.U. Dschang. 127 p.
- Tchiengue B. 2004. *Etude écologique et floristique de la végétation d'un massif de la ligne du Cameroun: le Mont Koupe*, Thèse de Doctorat 3e cycle, Université de Yaoundé I, 238 p.
- Tchouto M.G.P., 2004. *Plant biodiversity in Central African rain forest: implications for biodiversity conservation in Cameroon*. Ph.D. thesis, Wageningen University, 208 p.
- Tchouto G.P., Yemefack M., De Boer W.F., De Wilde J.E. et Cleef A.M., 2006. Biodiversity hotspots and conservation priorities in the Campo-Ma'an rainforests, Cameroon. *Biodiversity Conservation*, 15: 1219–1252.

- Thomas S.C., Martin A.R. et Mycroft E.E., 2015. Tropical trees in a wind-exposed island ecosystem: height-diameter allometry and size at onset of maturity. *Journal of Ecology*, 103: 594-605.
- Toko M.I., 2014. *Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers: cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt Classée des Monts Kouffé et sa périphérie au Bénin*. Thèse de Doctorat unique, Université d'Abomey-Calvi, 202 p.
- Trimble SW, Crosson P. 2000. Land use, soil erosion rates: myth and reality. *Science* 289: 248–50.
- Tsafack N., L.S., 2015. *Essai d'identification et d'évaluation du potentiel de services environnementaux dans le massif forestier de Ngog Mapubi-Dibang*. Mémoire de DEA, Université de Yaoundé 1, 192 p.
- Van Andel J., Grootjans P.A., et Aronson J., 2012. *Restauration ecology: The new frontier, second edition*. Blackwell Published Ltd, 12 p.
- Van Der M.E., 1996. Vegetation dynamics and dynamic vegetation science. *Acta Botanica*, 45: 421-442.
- Walker S., Pearson T., Harris N., Sean G., Silvia P., Felipe C. et Sandra B., 2012. *Procédures opérationnelles standards pour la mesure du carbone terrestre*. Winrock international, 76 p.
- Waring, R.H. et Schlesinger W.H., 1998. *Forest ecosystems: Concepts and management*. Academic Press, Orlando, 340 p.
- White F., 1983. *The vegetation of Africa: A description memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. UNESCO, Paris, 317 p.
- White F., 1986. *La végétation de l'Afrique avec carte de la végétation*. UNESCO, Paris, 423 p.
- Willbros S.G., 2003. Restauration durable de l'environnement des écosystèmes forestiers dans le cadre de la réalisation du pipe-line Tchad-Cameroun. *Imprimerie Saint-Paul*, Yaoundé, 141 p.
- Wilson M., 2013. *Calculs des diamètres minimum d'exploitation durable: méthode prenant en compte le type de forêt et l'historique d'exploitation au Cameroun*. Mémoire de Master, AgroParisTech, Centre de Montpellier, 134 p.
- Wilson E.O. et Peter F.M. 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, 156 p.
- Wilson E.O., 1992. *La diversité de la vie*. Odile Jacob (eds.), Paris, 496 p.

- Xiao-Tao L., Jiang-Xia Y., Jepsen M.R., Jian-Wei T., 2010. Ecosystem carbon storage and partitioning in a tropical seasonal forest in Southwestern China. *Forest Ecology and Management*, 260: 1798-1803.
- Yangakola J.M., Foucault B., Yongo O. et Lejoly J., 2004. Analyse phytogéographique comparative des savanes et des forêts de Ngotto (République Centrafricaine). *Acta Botanica Gallica*, 15(2): 221-229.
- Zakari S., Mazo I., Toko I. I., Djaouga M., Arouna O., Thomas O., 2018. Mapping spatio-temporal changes in land cover units in the Goungoun classifield forest and its riparian lands. *In: Orekan O.A.V., Mertens B., Ahononga C.F. and Yente H.A.B. (éds) Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité. Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest/ Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale, campus universitaire d'Abomey-Calavi*, 1: 229-246.
- Zapfack L., Noiha N.V., Dziedjou K.P.J., Zemagho L. et Fomete N.T., 2013. Deforestation and carbon stocks in the surroundings of Lobéké National Parc (Cameroon) in Congo Basin. *Environment and Natural Resources Research*, 3 (2): 1-9.
- Zapfack L., Noiha N.V. et Tabue MR.B., 2016. Economic estimation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of protected areas: a case study of Lobéké National Park. *Journal of Tropical Forest Service*, 28 (4): 406-415.
- Zapfack L., 2005. *Impact de l'agriculture itinérante sur brûlis sur la biodiversité végétale et la séquestration du carbone*. PhD thesis, University of Yaoundé I, 272 p.
- Zekeng J.C., Sande van der M.T., Fobane J.L., Mphinyane W.N., Sebego R. et Mbolo A.M.M., 2020. Partitioning main carbon pools in a semi-deciduous rainforest in eastern Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 457, 117686.
- Zekeng J.C., Reuben S., Wanda N.M., Morati M., Dileswar N., Fobane J.L., Onana J.M., Forbi P.F. et Mbolo M.M.A., 2019. Land use and land cover changes in Doume Communal Forest in eastern Cameroon: implications for conservation and sustainable management. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5: 1801–1814.
- Zhu K., Zhang J., Niu S., Chu C. et Luo Y., 2018. Limits to growth of forest biomass carbon sink under climat. *Nature Communications*, 9: 2709.
- Zimmerman B.L. et Karmos C.F., 2012. Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience*, 62: 479-487.

ANNEXES

Annexe 1: Liste des espèces

Noms scientifiques	Noms acceptés	Familles	Statuts de conservation
<i>Afzelia bipindensis</i>	<i>Afzelia bipindensis</i> Harms	Fabaceae	VU
<i>Afzelia pachyloba</i>	<i>Afzelia pachyloba</i> Harms	Fabaceae	VU
<i>Albizia ferruginea</i>	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Fabaceae	LC
<i>Albizia glaberrima</i>	<i>Albizia glaberrima</i> (Schumach. & Thonn.) Benth.	Fabaceae	LC
<i>Albizia laurentii</i>	<i>Albizia laurentii</i> De Wild.	Fabaceae	LC
<i>Albizia zygia</i>	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	LC
<i>Alchornea floribunda</i>	<i>Alchornea floribunda</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	LC
<i>Allanblackia floribunda</i>	<i>Allanblackia floribunda</i> Oliv.	Clusiaceae	VU
<i>Alstonia boonei</i>	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	LC
<i>Amblygonocarpa</i>	<i>Amblygonocarpus andongensis</i> (Welw. Ex Oliv.) Exell	Fabaceae	LC
<i>Amphimas ferrugineus</i>	<i>Amphimas ferrugineus</i> Pierre ex Pellegr.	Fabaceae	LC
<i>Amphimas pterocarpoides</i>	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	LC
<i>Angylocalyx zenkeri</i>	<i>Angylocalyx pynaertii</i> De Wild.	Fabaceae	LC
<i>Aningeria altissima</i>	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	Sapotaceae	LC
<i>Anonidium mannii</i>	<i>Anonidium mannii</i> (Oliv.) Engl. & Diels	Annonaceae	LC
<i>Anopyxis klaineana</i>	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Rhizophoraceae	NT
<i>Anthonotha lamprophylla</i>	<i>Anthonotha lamprophylla</i> (Harms) J. Léonard	Fabaceae	LC
<i>Anthonotha macrophylla</i>	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Fabaceae	LC
<i>Antiaris africana</i>	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> Scott-Elliot ex A. Chev.	Moraceae	LC
<i>Antiaris welwitschii</i>	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. subsp. <i>welwitschii</i> (Engl.) Berg var. <i>welwitschii</i>	Moraceae	LC
<i>Antidesma venosum</i>	<i>Antidesma rufescens</i> Tul.	Phyllanthaceae	LC
<i>Antrocaryon klaineinum</i>	<i>Antrocaryon klaineinum</i> Pierre	Anacardiaceae	LC
<i>Antrocaryon micrasler</i>	<i>Antrocaryon micraster</i> A. Chev. & Guillaumin	Anacardiaceae	LC
<i>Aptandra zenkeri</i>	<i>Aptandra zenkeri</i> Engl.	Aptandraceae	LC
<i>Autranella congolensis</i>	<i>Autranella congolensis</i> (De Wild.) A. Chev.	Sapotaceae	CR
<i>Baillonella toxisperma</i>	<i>Baillonella toxisperma</i> Pierre	Sapotaceae	VU
<i>Balanites wilsoniana</i>	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	Zygophyllaceae	NE
<i>Barteria fistulosa</i>	<i>Barteria fistulosa</i> Mast.	Passifloraceae	LC

<i>Beilschmiedia anacardioides</i>	<i>Beilschmiedia anacardioides</i> (Engl. & K. Krause) Robyns & R. Wilczek	Lauraceae	VU
<i>Beilschmiedia obscura</i>	<i>Beilschmiedia obscura</i> (Stapf) Engl. ex A. Chev.	Lauraceae	LC
<i>Blighia welwitschii</i>	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	LC
<i>Bombax buonopozense</i>	<i>Bombax buonopozense</i> P. Beauv.	Malvaceae	LC
<i>Bridelia grandis</i>	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch.	Phyllanthaceae	NE
<i>Bridelia micrantha</i>	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Phyllanthaceae	LC
<i>Canarium schweinfurthii</i>	<i>Canarium schweinfurthii</i> Engl.	Burseraceae	LC
<i>Canthium</i> sp		Rubiaceae	DD
<i>Carapa</i> sp.		Meliaceae	DD
<i>Casearia</i> sp.		Salicaceae	DD
<i>Ceiba pentandra</i>	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	LC
<i>Celtis adolfi-friderici</i>	<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	Cannabaceae	LC
<i>Celtis africana</i>	<i>Celtis africana</i> Burm. f.	Cannabaceae	LC
<i>Celtis philippensis</i>	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	Cannabaceae	LC
<i>Celtis tessmannii</i>	<i>Celtis tessmannii</i> Rendle	Cannabaceae	LC
<i>Celtis zenkeiri</i>	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Cannabaceae	LC
<i>Citropsis articulata</i>	<i>Citropsis articulata</i> Swingle & Kellerman	Rutaceae	LC
<i>Cleistopholis glauca</i>	<i>Cleistopholis glauca</i> Pierre ex Engl. & Diels	Annonaceae	LC
<i>Cleistopholis patens</i>	<i>Cleistopholis patens</i> Engl. & Diels	Annonaceae	LC
<i>Coelocaryon preussii</i>	<i>Coelocaryon preussii</i> Warb.	Myristicaceae	LC
<i>Coffea</i> sp.		Rubiaceae	DD
<i>Cola altissima</i>	<i>Cola altissima</i> Engl.	Malvaceae	LC
<i>Cola argentea</i>	<i>Cola argentea</i> Mast.	Malvaceae	NT
<i>Cola ballayi</i>	<i>Cola ballayi</i> Cornu ex Heckel	Malvaceae	LC
<i>Cola ficifolia</i>	<i>Cola ficifolia</i> Mast.	Malvaceae	LC
<i>Cola lepidota</i>	<i>Cola lepidota</i> K.Schum.	Malvaceae	LC
<i>Copaifera mildbraedii</i>	<i>Copaifera mildbraedii</i> Harms	Fabaceae	LC
<i>Cordia platythyrsa</i>	<i>Cordia platythyrsa</i> Baker	Boraginaceae	LC
<i>Corynanthe pachyceras</i>	<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	Rubiaceae	LC
<i>Croton macrostachyus</i>	<i>Croton macrostachyus</i> Hochst. ex Delile	Euphorbiaceae	LC
<i>Croton oligandrum</i>	<i>Croton oligandrus</i> Pierre ex Hutch.	Euphorbiaceae	LC
<i>Crudia klainei</i>	<i>Crudia klainei</i> Pierre ex De Wild.	Fabaceae	LC
<i>Cylicodiscus gabonensis</i>	<i>Cylicodiscus gabonensis</i> Harms	Fabaceae	LC
<i>Dacryodes macrophylla</i>	<i>Dacryodes macrophylla</i> (Oliv.) H. J. Lam	Burseraceae	LC
<i>Desbordesia glaucescens</i>	<i>Desbordesia glaucescens</i> (Engl.) Tiegh.	Irvingiaceae	LC
<i>Desplatsia dewevrei</i>	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & T. Durand) Burret	Malvaceae	LC
<i>Detarium macrocarpum</i>	<i>Detarium macrocarpum</i> Harms	Fabaceae	LC

<i>Dialium guineensis</i>	<i>Dialium guineense</i> Sol. ex Vahl	Fabaceae	LC
<i>Dichaetanthera africana</i>	<i>Dichaetanthera africana</i> (Hook.f.) Jacq.-Fél.	Melastomataceae	LC
<i>Diospyros bipidensis</i>	<i>Diospyros bipidensis</i> Gürke	Ebenaceae	LC
<i>Diospyros crassiflora</i>	<i>Diospyros crassiflora</i> Hiern	Ebenaceae	NT
<i>Diospyros simulans</i>	<i>Diospyros cinnabarina</i> (Gürke) F.White	Ebenaceae	LC
<i>Diospyros</i> sp.1		Ebenaceae	DD
<i>Diospyros</i> sp.2		Ebenaceae	
<i>Discoglyprena caloneura</i>	<i>Discoglyprena caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	LC
<i>Distemonanthus benthamianus</i>	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.	Fabaceae	LC
<i>Drypetes gossweileri</i>	<i>Drypetes gossweileri</i> S.Moore	Putranjivaceae	NE
<i>Drypetes preussii</i>	<i>Drypetes preussii</i> (Pax) Hutch.	Putranjivaceae	VU
<i>Drypetes</i> sp.1		Putranjivaceae	DD
<i>Drypetes</i> sp.2		Putranjivaceae	DD
<i>Duboscia macrocarpa</i>	<i>Duboscia macrocarpa</i> Bocq.	Malvaceae	LC
<i>Enanthia chlorantha</i>	<i>Annickia chlorantha</i> (Oliver) Setten & Maas	Annonaceae	LC
<i>Entandrophragma angolense</i>	<i>Entandrophragma angolense</i> C.DC.	Meliaceae	VU
<i>Entandrophragma candollei</i>	<i>Entandrophragma candollei</i> Harms	Meliaceae	LC
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague & Hoyle	Meliaceae	VU
<i>Entandrophragma utile</i>	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	Meliaceae	VU
<i>Eribroma oblongum</i>	<i>Eribroma oblonga</i> (Mast.) Pierre ex A.Chev.	Malvaceae	NE
<i>Eriocoelum macrocarpum</i>	<i>Eriocoelum macrocarpum</i> Gilg ex Radlk.	Sapindaceae	LC
<i>Erismadelphus exul</i>	<i>Erismadelphus exsul</i> Mildbr.	Vochysiaceae	LC
<i>Erythrophleum ivorense</i>	<i>Erythrophleum ivorense</i> A.Chev.	Fabaceae	LC
<i>Erythroxyllum mannii</i>	<i>Erythroxyllum mannii</i> Oliv.	Erythroxyllaceae	LC
<i>Fagara dinklagei</i>	<i>Zanthoxylum dinklagei</i> (Engl.) Waterman	Rutaceae	NT
<i>Fagara heitzii</i>	<i>Zanthoxylum heitzii</i> (Aubrév. & Pellegr.) P. G. Waterman	Rutaceae	LC
<i>Fagara pagge</i>	<i>Zanthoxylum poggei</i> (Engl.) P.G. Waterman	Rutaceae	LC
<i>Fernandoa adolfi friderici</i>	<i>Fernandoa adolfi-friderici</i> (Gilg & Mildbr.) Heine	Bignoniaceae	LC
<i>Ficus mucuso</i>	<i>Ficus mucuso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	LC
<i>Funtumia africana</i>	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	LC
<i>Funtumia elastica</i>	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	Apocynaceae	LC
<i>Gambeya africana</i>	<i>Chrysophyllum africanum</i> A. DC.	Sapotaceae	LC
<i>Gambeya beguei</i>	<i>Chrysophyllum beguei</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapotaceae	LC
<i>Gambeya gigantea</i>	<i>Chrysophyllum giganteum</i> A. Chev.	Sapotaceae	LC

<i>Gambeya lacourtiana</i>	<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	Sapotaceae	LC
<i>Garcinia mannii</i>	<i>Garcinia mannii</i> Oliv.	Clusiaceae	LC
<i>Gilbertiodendron dewevrei</i>	<i>Gilbertiodendron dewevrei</i> (De Wild.) J. Léonard	Fabaceae	LC
<i>Gossweilerodendron balsamiferum</i>	<i>Prioria balsamifera</i> (Vermoesen) Breteler	Fabaceae	LC
<i>Grossera macrantha</i>	<i>Grossera macrantha</i> Pax	Euphorbiaceae	NT
<i>Guarea cedrata</i>	<i>Leplaea cedrata</i> (A. Chev.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	Meliaceae	VU
<i>Guarea thompsonii</i>	<i>Leplaea thompsonii</i> (Sprague & Hutch.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	Meliaceae	LC
<i>Guibourtia demeusei</i>	<i>Guibourtia demeusei</i> (Harms) J. Léonard	Fabaceae	LC
<i>Heisteria parvifolia</i>	<i>Heisteria parvifolia</i> Sm.	Erythropalaceae	LC
<i>Holoptelea grandis</i>	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	Ulmaceae	LC
<i>Homalium</i> sp.		Salicaceae	DD
<i>Hylodendron gabonense</i>	<i>Hylodendron gabonense</i> Taub.	Fabaceae	LC
<i>Irvingia gabonensis</i>	<i>Irvingia wombolu</i> Vermoesen	Irvingiaceae	LC
<i>Irvingia grandifolia</i>	<i>Irvingia grandifolia</i> (Engl.) Engl.	Irvingiaceae	LC
<i>Irvingia robur</i>	<i>Irvingia robur</i> Mildbr.	Irvingiaceae	LC
<i>Isolona hexaloba</i>	<i>Isolona hexaloba</i> (Pierre) Engl. & Diels	Annonaceae	LC
<i>Keayodendron bridelioides</i>	<i>Keayodendron bridelioides</i> (Mildbr. ex Hutch. & Dalziel) Leandri	Phyllanthaceae	LC
<i>Khaya anthotheca</i>	<i>Khaya anthotheca</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	VU
<i>Khaya grandifoliola</i>	<i>Khaya grandifoliola</i> C. DC.	Meliaceae	VU
<i>Khaya ivorensis</i>	<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	VU
<i>Kigelia acutifolia</i>	<i>Kigelia africana</i> subsp. <i>moosa</i> (Sprague) Bidgood & Verdc.	Bignoniaceae	LC
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre ex Engl.	Irvingiaceae	LC
<i>Klainedoxa microphylla</i>	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	LC
<i>Lannea welwitschii</i>	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	LC
<i>Lasiodiscus marmoratus</i>	<i>Lasiodiscus mannii</i> Hook. f.	Rhamnaceae	NE
<i>Lepidobotrys staudtii</i>	<i>Lepidobotrys staudtii</i> Engl.	Lepidobotryaceae	LC
<i>Letestua durissima</i>	<i>Letestua durissima</i> (A. Chev.) Lecomte	Sapotaceae	LC
<i>Lovoa trichilioides</i>	<i>Lovoa trichilioides</i> Harms	Meliaceae	VU
<i>Macaranga hurifolia</i>	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	LC
<i>Macaranga</i> sp.		Euphorbiaceae	DD
<i>Maesopsis eminii</i>	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	Rhamnaceae	LC
<i>Malacantha alnifolia</i>	<i>Pouteria alnifolia</i> (Baker) Roberty	Sapotaceae	LC
<i>Mansonia altissima</i>	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev.	Malvaceae	VU

<i>Markhamia lutea</i>	<i>Markhamia lutea</i> (Benth.) K. Schum.	Bignoniaceae	LC
<i>Markhamia tomentosa</i>	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Bignoniaceae	LC
<i>Massularia acuminata</i>	<i>Massularia acuminata</i> (G. Don) Bullock ex Hoyle	Rubiaceae	LC
<i>Meiocarpidium lepidotum</i>	<i>Meiocarpidium oliverianum</i> (Baill.) D. M. Johnson & N.A. Murray	Annonaceae	NT
<i>Memecylon</i> sp.		Melastomataceae	DD
<i>Milicia excelsa</i>	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg	Moraceae	LC
<i>Mitragyna ciliata</i>	<i>Mitragyna ledermannii</i> (K.Krause) Ridsdale	Rubiaceae	NE
<i>Mitragyna stipulosa</i>	<i>Mitragyna stipulosa</i> (DC.) Kuntze	Rubiaceae	VU
<i>Monopetalanthus microphyllus</i>	<i>Aphanocalyx microphyllus</i> (Harms) Wieringa subsp. <i>microphyllus</i>	Fabaceae	LC
<i>Morinda conferta</i>	<i>Morinda longiflora</i> G. Don	Rubiaceae	LC
<i>Musanga cecropioides</i>	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Urticaceae	LC
<i>Myrianthus arboreus</i>	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Urticaceae	LC
<i>Nauclea diderrichii</i>	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T. Durand) Merr.	Rubiaceae	VU
<i>Neosloetiopsis kamerunensis</i>	<i>Streblus usambarensis</i> (Engl.) C. C. Berg	Moraceae	NE
<i>Nesogordonia papaverifera</i>	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) Capuron ex N. Hallé	Malvaceae	VU
<i>Newtonia griffoniana</i>	<i>Newtonia griffoniana</i> (Baill.) Baker f.	Fabaceae	LC
<i>Ochna calodendron</i>	<i>Ochna calodendron</i> Gilg & Mildbr.	Ochnaceae	VU
<i>Ochthocosmus africanus</i>	<i>Phyllocosmus africanus</i> (Hook. f.) Klotzsch	Ixonanthaceae	LC
<i>Ochthocosmus calothyrsus</i>	<i>Phyllocosmus calothyrsus</i> Mildbr.	Ixonanthaceae	VU
<i>Ochthocosmus</i> sp.		Ixonanthaceae	DD
<i>Omphalocarpum elatum</i>	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miers	Sapotaceae	LC
<i>Ongokea gore</i>	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	Aptandraceae	LC
<i>Pachyelasma tessmannii</i>	<i>Pachyelasma tessmannii</i> (Harms) Harms	Fabaceae	LC
<i>Pachypodanthium staudtii</i>	<i>Duguetia staudtii</i> (Engl. & Diels) Chatrou	Annonaceae	LC
<i>Panda oleosa</i>	<i>Panda oleosa</i> Pierre	Pandaceae	LC
<i>Pandanus candelabrum</i>	<i>Pandanus candelabrum</i> P. Beauv.	Pandanaceae	LC
<i>Parinari glaba</i>	<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) Prance	Chrysobalanaceae	LC
<i>Parkia filicoidea</i>	<i>Parkia filicoidea</i> var. <i>hildebrandtii</i> (Harms) Chiov.	Fabaceae	LC
<i>Pausinystalia macroceras</i>	<i>Pausinystalia macroceras</i> (K. Schum.) Pierre	Rubiaceae	LC
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Fabaceae	LC
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae	LC
<i>Phyllanthus discoideus</i>	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G.L. Webster var. <i>discoidea</i>	Phyllanthaceae	LC

<i>Picralima nitida</i>	<i>Picralima nitida</i> (Stapf) T. Durand & H. Durand	Apocynaceae	LC
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook. f.) Brenan	Fabaceae	LC
<i>Poga oleosa</i>	<i>Poga oleosa</i> Pierre	Anisophylleaceae	DD
<i>Polyalthia suaveolens</i>	<i>Greenwayodendron suaveolens</i> (Engl. & Diels) Verdc.	Annonaceae	LC
<i>Polyscias fulva</i>	<i>Polyscias fulva</i> (Hiern) Harms	Araliaceae	NT
<i>Porterandia cladantha</i>	<i>Aorantho cladantha</i> (K.Schum.) C.Somers	Rubiaceae	LC
<i>Porterandia nalaensis</i>	<i>Aorantho nalaensis</i> (De Wild.) C.Somers	Rubiaceae	LC
<i>Porterandia</i> sp.		Rubiaceae	DD
<i>Pteleopsis hylodendron</i>	<i>Pteleopsis hylodendron</i> Mildbr.	Combretaceae	LC
<i>Pterocarpus mildbraedii</i>	<i>Pterocarpus mildbraedii</i> Harms	Fabaceae	LC
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	<i>Pterocarpus soyauxii</i> Taub.	Fabaceae	LC
<i>Pterygota beguertii</i>	<i>Pterygota bequaertii</i> De Wild.	Fabaceae	NE
<i>Pterygota macrocarpa</i>	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Fabaceae	NE
<i>Pycnanthus angolensis</i>	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae	LC
<i>Rauvolfia macrophylla</i>	<i>Rauvolfia caffra</i> Sond.	Apocynaceae	LC
<i>Rhisophora racemosa</i>	<i>Rhisophora racemosa</i> G.Mey.	Rhizophoraceae	LC
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Heckel	Euphorbiaceae	LC
<i>Rinorea</i> sp.		Violaceae	DD
<i>Sacoglottis gabonensis</i>	<i>Sacoglottis gabonensis</i> (Baill.) Urb.	Humiriaceae	LC
<i>Santiria trimera</i>	<i>Santiria trimera</i> (Oliv.) Aubrév.	Burseraceae	LC
<i>Sapium</i> sp.		Euphorbiaceae	DD
<i>Schumanniphyton magnificum</i>	<i>Schumanniphyton magnificum</i> (K. Schum.) Harms	Rubiaceae	LC
<i>Scottellia mimfiensis</i>	<i>Scottellia mimfiensis</i> auct.	Achariaceae	NE
<i>Sorindeia grandifolia</i>	<i>Sorindeia grandifolia</i> Engl.	Anacardiaceae	LC
<i>Spondianthus preussii</i>	<i>Spondianthus preussii</i> Engl.	Phyllanthaceae	LC
<i>Staudtia kamerunensis</i>	<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i> (Warb.) Fouilloy	Myristicaceae	LC
<i>Sterculia mildbraedii</i>	<i>Sterculia mildbraedii</i>	Malvaceae	NE
<i>Sterculia rhinopetala</i>	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Malvaceae	LC
<i>Sterculia subviolacea</i>	<i>Sterculia subviolacea</i> K. Schum.	Malvaceae	LC
<i>Strephonema pseudecola</i>	<i>Strephonema pseudocola</i> A.Chev.	Combretaceae	LC
<i>Strombosia grandifolia</i>	<i>Strombosia grandifolia</i> Hook.f. ex Benth.	Strombosiaceae	LC
<i>Strombosia pustulata</i>	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	Strombosiaceae	LC
<i>Strombosiopsis tetrandra</i>	<i>Strombosiopsis tetrandra</i> Engl.	Strombosiaceae	LC
<i>Strychnos</i> sp.		Loganiaceae	DD
<i>Swartzia fistuloides</i>	<i>Bobgunnia fistuloides</i> (Harms) J. H. Kirkbr. & Wiersema	Fabaceae	LC
<i>Symphonia globulifera</i>	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Clusiaceae	LC

<i>Synsepalum dulcificum</i>	<i>Synsepalum dulcificum</i> (Schumach. & Thonn.) Daniell	Sapotaceae	LC
<i>Syzygium rowlandii</i>	<i>Syzygium rowlandii</i> Sprague	Myrtaceae	LC
<i>Tabernaemontana crassa</i>	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	Apocynaceae	LC
<i>Terminalia superba</i>	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	LC
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schumach. & Thonn.) Taub.	Fabaceae	LC
<i>Treculia africana</i>	<i>Treculia africana</i> Decne.	Moraceae	LC
<i>Trema orientalis</i>	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	LC
<i>Trichilia dregeana</i>	<i>Trichilia dregeana</i> Sond.	Meliaceae	LC
<i>Trichilia tessmannii</i>	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	Meliaceae	LC
<i>Trichilia welwitschii</i>	<i>Trichilia welwitschii</i> C. DC.	Meliaceae	LC
<i>Trichoscypha abut</i>	<i>Trichoscypha oddonii</i> De Wild.	Anacardiaceae	LC
<i>Trichoscypha acuminata</i>	<i>Trichoscypha acuminata</i> Engl.	Anacardiaceae	LC
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K.Schum.	Malvaceae	LC
<i>Uapaca guineensis</i>	<i>Uapaca guineensis</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	LC
<i>Vitex grandifolia</i>	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Lamiaceae	LC
<i>Xylopia hypolampra</i>	<i>Xylopia hypolampra</i> Mildbr. & Diels	Annonaceae	LC
<i>Xylopia phoiodora</i>	<i>Xylopia Phloiodora</i> Mildbr.	Annonaceae	NT
<i>Xylopia quintasii</i>	<i>Xylopia quintasii</i> Pierre ex Engl. & Diels	Annonaceae	LC

Annexe 2: Fiche de collecte des bois mort couché au sol

Région	Département	Arrondissement	Orientation	Parcelle/sous parcelle
UFA	AAC	Activité	Altitude	Date
Coordonnées géographiques		Pentes	Formation végétale (Recouvrement):	
Latitude:	Long:	P1: P2: P3:	1) 90%; 2) 75%; 3) 50%; 4) 25%; 5) 10%	
Types d'utilisation		Intensité d'exploitation		Diamètre
1 Jachère; 2 Plantation; 3 Coupes; 5 autres (préciser)		1 peu exploité; 2 exploité moyennement; 3 surexploité		

Bois morts couchés au sol: classe 1: sain; classe 2: intermédiaire; classe 3: pourri

N°	Diamètre Gros bout	Diamètre Petit bout	Longueur	État de décomposition	Observations
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					
23					
24					
25					

26					
27					
28					
29					
30					
31					
32					
33					
34					
35					
36					
37					
38					
39					
40					

Annexe 2: Fiche de collecte de données floristiques.

Région	Département	Arrondissement	Orientation	Parcelle/sous parcelle
Sites	Lieu	Activité/opération	Altitude	Date
Coordonnées géographiques		Pentes	Formation végétale (Recouvrement):	
Latitude:	Long:	P1: P2: P3:	1) 90%; 2) 75%; 3) 50%; 4) 25%; 5) 10%	
Types d'utilisation		Intensité d'exploitation		Diamètre
1 Jachère; 2 Plantation; 3 Coupes; 4 autres (préciser)		1 peu exploité; 2 exploité moyennement; 3 surexploité		

État de décomposition: Bois morts sur pied: Catégorie 1: arbres avec branches et rameaux ressemblant à un arbre vivant; Catégorie 2: arbres sans rameaux avec des grandes et petites branches; Catégorie 3: arbres avec des grandes branches seulement; catégorie 4: tronc seulement sans branches.

Espèces	Nom vernaculaire	Nom scientifique	Diamètre	Hauteurs	État de décomposition	Etat phénologique 1 semencier 2 NS	Observations
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							
14							
15							
16							
17							
18							

19							
20							
21							
22							
23							
24							
25							
26							
27							
28							
29							
30							



RESEARCH PAPER

OPEN ACCESS

Vegetation dynamics in a forest management context in Cameroon: Case of Dimako Communal Forest

Hubert Kpoumie Mounmemi^{*1}, Louis Zapfack¹, Nicole Liliane Maffo Maffo¹,
 Ousseni Arouna², Djomo Cédric Chimi^{1,2}, Banoho Louis-Paul Roger Kabelong¹,
 Nono Carine Temegne¹, Amandine Flore Yonkeu Ntonmen¹, Votio Mireil Tchoupou¹,
 Mbobda Roger Bruno Tabue⁴, Guendjo Paule Mariette Kenmougne¹,
 Meyan-ya Raissa Gwladys Daghela¹, Leukefack Armel¹

¹*Department of Plant Biology, Faculty of Science, University of Yaounde I, Yaounde, Cameroon*

²*University of National Science and Technology Engineering and Mathematics of Abomey, Benin*

³*Institute of Agricultural Research for Development, Yaounde, Cameroon*

⁴*Ministry of Forestry and Wildlife, Cameroon, Yaounde, Cameroon*

Article published on September 30, 2020

Key words: Cameroon, Classification, Conservation, Dynamics, LUU

Abstract

The Communal forests allocated in Cameroon are of increasing interest for an ecologically acceptable, economically viable and socially equitable management. The main objective of this research is to highlight the implication of forest management on the dynamics of land use units (LUU) through a spatio-temporal analysis of satellite images. This aiming to providing decision-makers with basic tools that can contribute to the sustainable management of natural resources, by providing answers to questions related to the implementation of REDD+ in the production forests in Cameroon. To this end, the processing of Landsat images from 1984, 2000 and Sentinel images from 2015 was carried out. The methodological approach adopted consisted of a supervised classification with maximum like - data coupled with true field data. The results obtained made possible to identify five LUUs in the years 1984 and 2000 and six land use units in 2015. These are mature forests, young forests, wetlands, plantations, savannas and naked soils. Woody systems represent the most dominant land use categories. The results showed a regression of young forests of the order of -94.07ha/year between 1984 and 2000. However, in between 2000 and 2015, a progression of young forests was observed with an evolution rate of 100.59ha/year. In the light of the various analyses carried out within the framework of this study, it will be remarkable to stress out the importance of forest management in maintaining and restoring the plant cover and, by so, the conservation of biodiversity.

***Corresponding Author:** Hubert Kpoumie Mounmemi ✉ hubertmounmemikpoumie@yahoo.fr

Introduction

Africa's tropical rainforests contain an exceptional biodiversity and constitute an invaluable potential for the socio-economic development of the sub-region (Doetinchem and Megevand, 2013; Onana, 2013; MINFOF, 2015). These forest ecosystems represent useful conservation areas for humankind because of the role they play in maintaining biodiversity, climatic and ecological balances (FAO, 2007; Ngoufo *et al.*, 2019). Moreover, they provide multiple ecosystem services and are therefore threatened (Lambin *et al.*, 2001; FAO, 2015). However, changes in occupation and land use strongly and rapidly affect biogeochemical cycles at local, regional and even international scales (Barima *et al.*, 2009; Noumi *et al.*, 2011; Adjonou *et al.*, 2018). The ecological richness of these forests thus stimulates many empirical and theoretical research aimed at better understanding of their origins and the mechanisms of their maintenance. The forests of the Congo Basin are subject to various disturbances, mainly anthropogenic (Souza *et al.*, 2015). According to FAO 2012, Arouna *et al.* (2011), Eva *et al.* (2010) anthropogenic disturbances are mainly represented by the unsustainable exploitation of timber and Non-Timber Forest Products (NTFPs), the development of infrastructural activities exposing the forest cover and large-scale agricultural activities. Indeed, these different forms of land use have been identified as major drivers of global environmental change (Minta *et al.*, 2018; Zoungrana *et al.*, 2018). However, the impacts of land cover conversions on biodiversity (Sala *et al.*, 2000), land degradation (Trimble & Crosson, 2000; Choudhury *et al.*, 2018), and the capacity of biological systems to support human needs (Vitousek *et al.*, 1997) are a major concern worldwide.

Since its classification in 2001, the Dimako Communal Forest (DCF) represents an integral conservation forest under the management of the Dimako commune, and the first communal forest granted after forest reforms in Cameroon (FAO, 2007; Ezzine *et al.*, 2006). The DCF, like any other forest in the Congo Basin, is not spared from anthropogenic disturbances before and after its

classification; these include selective logging. All these factors put pressure on the natural landscape (Aldwaik & Pontius, 2012; Ngoufo *et al.*, 2019). Highlighting and controlling these factors constitute a step forward on the effective conservation of ecosystems and associated biodiversity (Eba'a, 2006; Leroy *et al.*, 2013).

In Africa, important work on the study of the spatio-temporal dynamics of land use and vegetation cover types has been carried out in classified forests, protected areas, forest galleries and localities. These include the work of Djiongo *et al.* (2020) in the Boouba Ndjidda National Park in Cameroon, Zekeng *et al.* (2019) in the communal forest of Doumé, Jiagho *et al.* (2019) in the periphery of the Waza National Park, Momo *et al.* (2018) in the forest galleries of Koupa-Matapit in Cameroon, Koffi *et al.* (2016) in the Prefecture of Yoto in south-eastern Togo, Soulama *et al.* (2018) in the forest galleries of Koupa-Matapit in Cameroon, Koffi *et al.* (2016) in the Prefecture of Yoto in south-eastern Togo, and Soulama *et al.* (2017) in the Partial Wildlife Reserve of Pama and its peripheries in Burkina-Faso, Avakoudjo *et al.* (2014) in the W National Park and its periphery in north-west Benin, Sandjong *et al.* (2013) in the Mozogo-Gokoro National Park in Cameroon, Momo *et al.* (2012) in the forests of Mount Oku in Cameroon, Diallo *et al.* (2011) in the Fina Reserve in Mali, etc. However, these studies were limited to disturbances that act on the natural landscape, i.e. on the vegetation succession process.

In Cameroon, references in terms of land use and their dynamics based on scientific foundations are currently very poorly documented in the Communal Forests (CF). So far in the CFs in Cameroon, no studies have been carried out on the impact of forest management on the evolution of land use since the forest reform. Moreover, almost two decades after the first CFs were allocated the contrast between the efforts made and the results obtained by the Cameroonian government is so far insufficient. They come up against a lack of knowledge on the complexity of the dynamics of forest cover in the

exploited plots. However, the dynamics help to have a better understanding of the different trends in the spatial transformation processes (Lambin *et al.*, 2001; Gidey *et al.*, 2017). Clear resolution and spatial explicit data on natural landscape fragmentation are needed to understand the impact of land-use change on biodiversity (Margules and Pressey, 2000; Liu *et al.*, 2001; Ghilardi *et al.*, 2016). Predicting how land-use and land-cover changes affect land degradation requires a good understanding of the dynamic interactions between humans and the environment associated with land-use change (Kasperson *et al.*, 1995; Tabari *et al.*, 2015). However, maintaining forest cover is a major challenge for the coming decades. Meeting such a challenge requires knowledge of land use dynamics through multi-date analysis of vegetation using satellite images (Sarr, 2008; Mama *et al.*, 2013; Gidey *et al.*, 2017). This analysis involves the use of Geographic Information Systems (GIS) and remote sensing (Momo *et al.*, 2018; Botlhe *et al.*, 2019). With a view of providing the various stakeholders and decision-makers with the basic tools (Tankoano *et al.*, 2016) that can contribute to sustainable natural resource management, this analysis is of relative importance. It provides answers to the questions on the implementation of REDD+ (Kankeu *et al.*, 2013) in the production forests in Cameroon. Thus, in the context of forest management, the study of land use

dynamics in CFs has become a leitmotiv both for the knowledge of an ecosystem and for its planning. Since then, the concept of forest management has raised up many questions: what is its implication in the maintenance of natural resources? Does it take place in time or in space? The study of spatio-temporal monitoring of land use on the scale of the DCF will provide answers to these questions. The objective of this research is to assess the impact of forest management on the spatio-temporal dynamics of land use in the DCF. It is based on the hypothesis that DCF classification has improved the state of vegetation with a progression of dense formations.

Material and methods

Study site

DCF is located in the East Region of Cameroon, Haut-Nyong Department, Dimako District (Fig.1). It is located between latitudes North 4°10' and 4°20' and longitudes East 13°30' and 13°50'. It is subjected to the Guinean equatorial climate characterized by the annual succession of four seasons. Average rainfall varies between 1500 and 1800 mm/year and the average temperature is 2.4°C. The order of magnitude of the slopes is from 0 to 15% and the altitude varies between 596 and 689 m (Plan d'aménagement, 2006). Phytogeographically, its vegetation is that of a semi-deciduous dense forest (Letouzey, 1985).

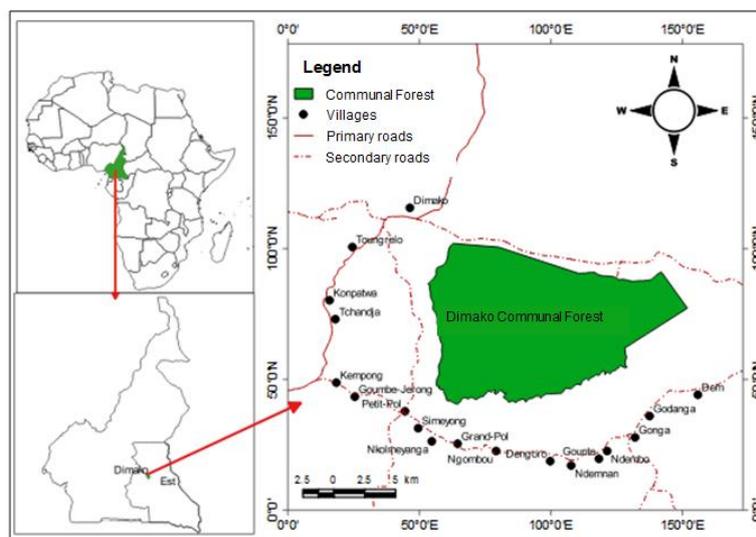


Fig. 1. Study area location map.

Methodology

Geo-spatial data

The occupancy dynamics within the DCF were established from satellite images from the Landsat ETM (1984) and ETM (2000) series sensors and Sentinel 2A from 2015, which are considered as reference years. These images were selected before classification/development, during classification/development and after classification/development respectively. Landsat satellite images are selected for their synoptic nature over a large area, their availability over a long period of time and the

potential they offer in relation to the scale of the documents to be developed. In addition, the spatial resolution of these data (79-80m for MSS: Multi Spectral Scanner; 30m for TM: Thematic Mapper and ETM+: Enhanced Thematic Mapper plus) makes it possible to characterize landscape features on the ground at 900m² (Oszwald *et al.*, 2010). This is then sufficient to identify homogeneous landscape structures specific to the study area. In addition to these satellite images, cartographic data from Cameroon was also added. Fig. 2 explains the methodology adopted for this study.

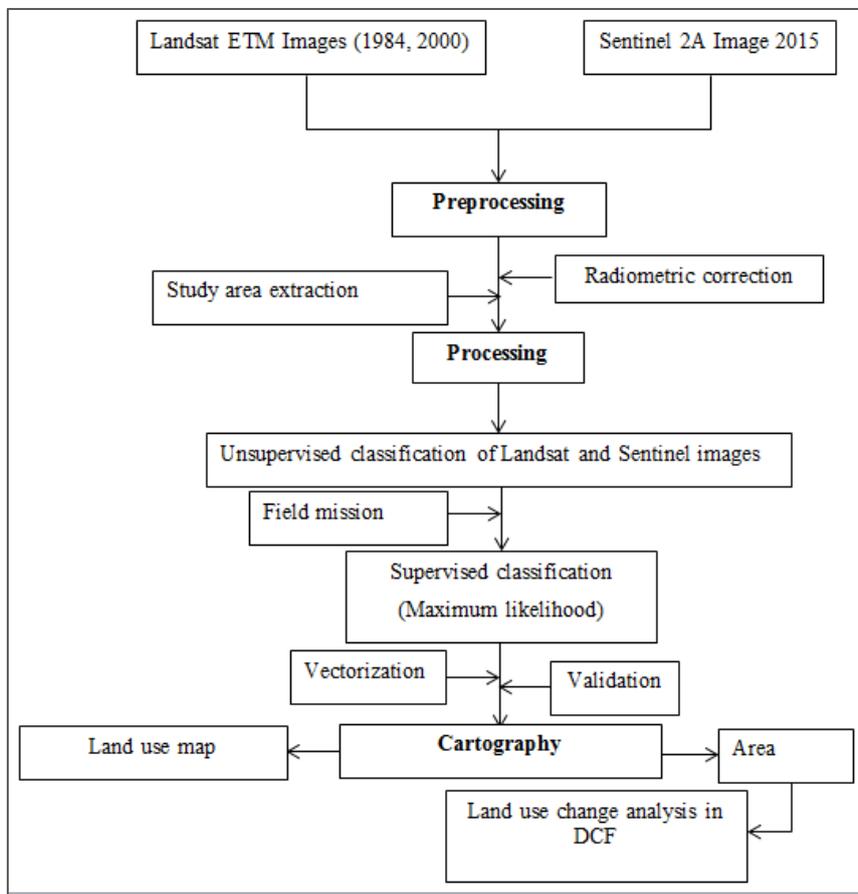


Fig. 2. Method of producing the map of land use dynamics in the DCF.

Satellite image processing

The processing of satellite images was observed in several stages:

- Image pre-processing: image pre-processing has made it possible to increase the readability of the data and facilitate their interpretation and better information extraction. These preliminary operations have been applied through radiometric improvements

and geographic resetting after the linear spreading of the histograms of each spectral band to improve the contrast. These correction operations, geometric and/or radiometric distortions of the satellite images ensured good quality images for better use.

- Field control: the aim of the field mission carried out was to identify and define the landscape features of the study site and to survey GPS (Global

Positioning System) points representative of each land use class previously defined. The data thus obtained was to enable the understanding of satellite data, then of ground true-points for the validation of the most recent classification (2015). The points were collected along a 2500 m x 20 m transects.

- Unsupervised Classification/Coloured Composition: This procedure involved classifying digital image data by computer processing. This is based solely on image statistics without the use of training samples. In order to extract the study sites, coloured composition was performed following several combinations. Coloured composition of bands 4-5-7 was chosen for Landsat satellite images (TM and ETM+) and bands 4-3-2 for the Sentinel 2A image (Mama *et al.*, 2013). Indeed, it represents the best discrimination of land cover types. Following this operation, training sites are selected based on their spatial distribution and knowledge of the study site.

- Supervised classification: This is used to identify "spectrally similar" areas of an image. It consists of assigning each group of pixels the most plausible class based on the spectral similarity between pixels and the class signature. The maximum likelihood algorithm was used to determine the digital signature of each class. This step is mathematically very satisfactory because the pixels are classified according to a probabilistic method. This method considers that all the classes have the same a priori probability. However, the accuracy of the classification was evaluated by projecting onto the classified images the GPS points containing exact information of the sampled sites.

- Detection of change between different dates (2000 and 1984, 2015 and 2000): This process allowed the unsealing of land cover changes between Landsat (TM (1984), ETM (2000)) and Sentinel 2A images. According to Girard and Girard (1999), it is not always easy to assign a pixel to a given class, nor to associate a specific class to a survey in the field, hence the need to evaluate the overall effectiveness of the classification. Two approaches have been used to define classification quality:

- - The confusion matrix: here, the accuracy of a classification corresponds to the percentages of well-

classified pixels translated by the values on the diagonal. These matrices allow us to judge the relevance of the classification algorithm (Omari, 2005).

- - The Kappa coefficient designates a value slightly lower than the total accuracy. Dos Santos (2001) mentions that the latter expresses the error rates to be avoided and that would be obtained in sampling that must be completely random. The critical value beyond which a classification is considered acceptable is 75% (Girard and Girard, 1999; Caloz and Collet, 2001). The Kappa index is given by the following formula:

$$\text{Kappa} = \frac{P_o - P_c}{P_p - P_c}$$

With P_o : correct proportion observed; P_c : correct proportion except at random and P_p : correct proportion when the classification is perfect.

CDF land cover and land use analysis

The quantitative analysis performed provides a matrix for detecting changes resulting from the comparison between pixels of the classifications between two dates (Girard and Girard, 1999).

Calculation of the average annual rate of spatial expansion and the overall rate change

The average annual rate of spatial expansion expresses the proportion of each unit of land use that changes annually (Toko, 2014). The mathematical formulae are as follows:

(1) Annual expansion rate

$$\mathbf{Re} = \frac{\ln(S_2) - \ln(S_1)}{(t_2 - t_1) \times \ln(e)} \times 100$$

With S_1 : area of a unit of land occupation at date t_1 ; S_2 : area of the same land occupation at date t_2 ; $(t_2 - t_1)$: difference in years between t_1 and t_2 ; \ln : Napierian logarithm; e : base of the Napierian logarithms ($e=2.71828$).

(2) Global change rate

$$\mathbf{Rg} = \frac{S_2 - S_1}{S_1} \times 100$$

Where S_1 : area of a unit of land occupation at date t_1 ; S_2 : area of the same land occupation at date t_2 .

Calculation of conversion rate

The conversion rate of a unit of land occupancy refers to the degree to which this class has been transformed by converting to other units of occupancy. It is obtained from a transition matrix (Issiako and Arouna, 2018). The mathematical formula is as follows:

$$CR = \frac{S_{it}-S_{is}}{S_{it}} \times 100$$

With S_{it} : area of the land occupancy unit i at initial date t ; S_{is} : area of the same unit that remained stable at date t_1 .

Calculation of the change rate of LUU

The rate change of the identified LUU was calculated according to the formula (Zakari *et al.*, 2018):

$$\Delta_s = \frac{SP_2 - SP_1}{t_2 - t_1}$$

With Δ_s : rate of change (progression or regression in ha/year); SP_1 : area occupied by the land use unit considered in year 1 (ha); SP_2 : area occupied by the land use unit considered in year 2 (ha); t_1 : year 1; t_2 : year 2.

Calculation of deforestation rate

The deforestation rate represents the fraction of forest transformed by other types of land use other than forestry. It was calculated using the formula proposed by Zakari *et al.* (2018) and adjusted in this analysis. Its mathematical equation is as follows:

$$R = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right) \times 100$$

With R : deforestation rate; A_1 and A_2 is the sum of the share of land use units for each year; \ln : Neperian logarithm; t_1 : year 1; t_2 : year 2.

Calculation of the annual degradation rate (ADR)

The rate of degradation represents the fraction of the forest disturbed at a given time. It has been assessed using the formula developed by Kamungandu (2009).

$$ADR = \left(\frac{S_2}{S_1}\right) / t \times 100$$

With S_1 : initial forest area; S_2 : area of forest lost; ADR : average annual rate of degradation (%); t : number of years between the two dates.

Stratification of occupancy classes

The forest stratification standards developed in 2016 in the Democratic Republic of Congo (MINECND, 2016) and the inventory standards for management and pre-investment in Cameroon (MINFOP, 1991) served as a basis for identifying the different occupation units in this work.

Results

Dynamics of land use in the DCF

Land use in 2015

Fig. 3 shows the land use categories identified after classification of the 2015 Sentinel image. A total of six land use units were mapped in 2015; these are mature forests, young forests, wetlands, savannas, plantations and bare soils. Mature forests and young forests are the most dominant land use classes in the study site

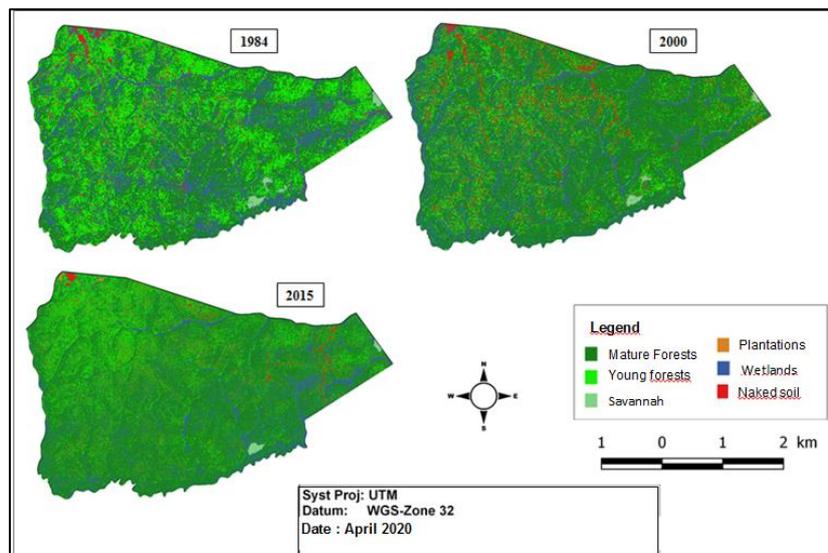


Fig. 3. Land use map.

From this analysis, six (06) categories of land occupation in 2015 in the DCF emerge, unevenly distributed according to the different dates.

- *Mature or old forests*: these represent forests with trees of harvestable age or harvestable diameters. These formations are in the form of forest patches distributed in the DCF. This distribution is due to selective logging for a long time by the SFID (Société Forestière Industrielle de la Doumé) in the area before classification. They occupy an area of 9,427.85 ha, i.e. 52.42% of the total area of the study zone.

- *Young or secondary forests*: this land use unit group together forests that have been subject to anthropic action. These forests systems represent forest stands in which the majority of the trees are not of harvestable age or harvestable diameter. They are the result of the re-vegetation after logging in the past by the SFID and the reforestation carried out by the Dimako commune. They occupy a total area of 5,403.04 ha i.e. 30.04% of the entire DCF.

- *Wetlands*: These include permanently flooded swamps (PFS) made up of *Raphia hookeri*, *Allanblackia floribunda* and *Xylopia staudtii*, temporarily flooded swamps (TFS) made up of *Uapaca guineensis* and *Diospyros crassiflora*, ravines crossed by non-shrubby swamps and water bodies. These wetlands are mostly concentrated in the northern part of the communal forest. They occupy an area of 2,085.03 ha i.e 11.59% of the total area of the DCF.

- *Plantations*: These are oil palm plantations with species of *Baillonnella toxisperma* that have been reforested by the Dimako Commune officers. They are located in the north-western part of the forest and occupy an area estimated at 50.88 ha i.e 0.28% of this communal forest.

- *Savannahs*: These are shrubby savannahs located mostly in the eastern and south-eastern part of the forest, with most of it been at a stable state. They occupy an area of 53.88 ha i.e 0.3% of the total forest area.

- *Naked soils*: Naked soils represents lands located on the periphery of the communal forest; open spaces by roads access, timber parks, logging yards and felling holes. They occupy a surface area of 964.04 ha, i.e. 5.36% of the entire forest massif.

Moreover, analysis of the 1984 and 2000 images shows five categories of land use classes, namely mature forests, young forests, wetlands, savannahs and naked soils.

Dynamics of land tenure units in the DCF

Change in land use between 1984 and 2000

The information obtained by overlaying the maps of the years 1984 and 2000 on one hand, 2000 and 2015 on the other hand show that the DCF has undergone significant changes in terms of land use.

The results in Table I explain the average annual rate of spatial expansion and the rate change of LUU according to two dynamics states (progression and regression). Thus, from the five (05) identified LUU in the DCF between 1984 and 2000, three (03) expressed a relatively significant regression; notably young forests, wetlands and savannahs whose rates of change are -27.88% and -11.38% and -34.65% respectively. Mature forests and naked soils, on the other hand, increased in area ie 56.04 and 6.63% respectively, with an expansion rate of 3.08%. Wetlands represent the LUU that expressed the smallest regression with an expansion rate of -0.75% in the DCF between 1984 and 2000.

Table I. Average annual rate of spatial expansion and rate change of LUU (1984-2000).

LUU	Land use areas				Expansion rate (%)	Change rate (%)
	1984		2000			
	ha	%	ha	%		
Mature forests	8 650,46	48,1	10 079,02	56,04	0,95	16,51
Young forests	5 399,19	30,02	3 894,12	21,66	-2,04	-27,88
Wetlands	3 106,55	17,27	2 752,89	15,31	-0,75	-11,38
Savannah	99,81	0,56	65,22	0,36	-2,66	-34,65
Naked soils	728,71	4,05	1 193,47	6,63	3,08	63,78
Total	17 984,73	100	17 984,73	100		

LUU : Land Use Units

In Table II, six (06) categories of LUU have been identified between the years 2000 and 2015. The table II analysis shows a regression in four land use classes namely mature forests (-6.46%), wetlands (-24.26%), savannahs (-17.39%) and naked soils (-19.22%). In 2000, the vegetation systems was dominated by mature and young forests, which

accounted for 48.05% and 30.06% of the total forest area respectively (table II). Till 2015, the area of mature forests decreased in favor of plantations and this to the detriment of savannahs whereas younger forests have intensified against naked soils. The presence of plantations is essentially linked to the

initiatives undertaken by Non-Governmental Organizations (NGOs) and the Commune of Dimako to reduce its dependency on forest resources. These initiatives coupled with logging activities have led to a considerable reduction of naked soil with an average annual rate of spatial expansion of -1.42%.

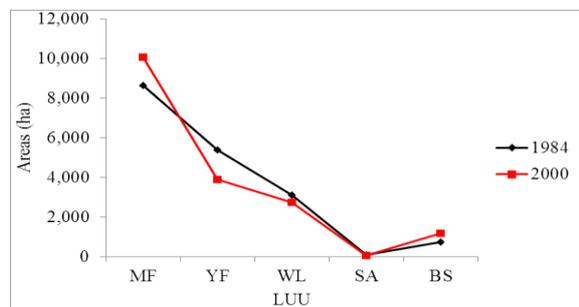
Table II. Average annual rate of spatial expansion and rate change of LUU (2000-2015).

LUU	Land use areas				Expansion rate (%)	Change rate (%)
	2000		2015			
	ha	%	ha	%		
Mature forests	10 079,02	56,04	9 427,85	52,42	-0,44	-6,46
Young forests	3 894,12	21,66	5 403,04	30,04	2,18	38,75
Wetlands	2 752,89	15,31	2 085,03	11,59	-1,85	-24,26
Plantations			50,88	0,28		
Savannah	65,22	0,36	53,88	0,3	-1,27	-17,39
Naked soils	1 193,47	6,63	964,04	5,36	-1,42	-19,22
Total	17 984,73	100	17 984,73	100		

LUU : Land Use Units

Change of occupancy units before and after DCF classification

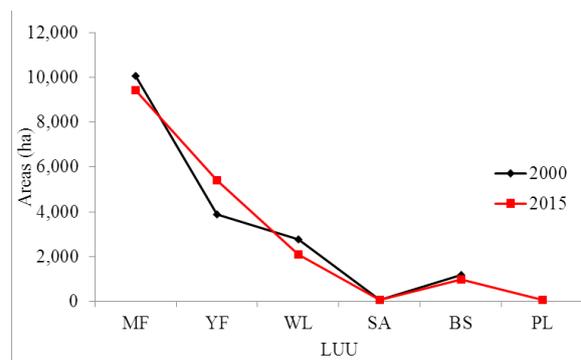
The analysis in Fig. 4 provides a reliable quantification of LUU dynamics between 1984 and 2000. This review shows that mature forests and naked soils have increased in area during this period. They changed respectively from 8 650.46 ha and 728.71 ha in 1984 to 1 0079.02 ha and 1 193.46 ha in 2000, i.e. a conversion of 2 548.73 ha to young forests, 1 675.26 ha to wetlands and 4.02 ha to savannahs. On the other hand, 1,775.84 ha of young forests remained unchanged. Wetlands and savannahs however, regressed between 1984 and 2000, changing from 3,106.55 ha to 2,752.89 ha and from 99.81 ha to 65.22 ha respectively. From all the above, it can be seen that forest systems have regressed undergoing two modes of conversion, through forest degradation and savannah establishment.



Legend : LUU : Land Use Units ; MF : Mature Forests ; YF : Young Forests ; WL : Wetlands ; SA : Savannahs ; BS : Naked soils.

Fig. 4. LUU transition between 1984 and 2000.

Regarding to the forest transition from 2000 to 2015 (Fig.5), it can be seen that mature forests decreased in different proportions towards other types of land use: 2,668.12 ha in young forests; 1,086.23 ha in wetlands; 2.26 ha in plantations. On the other hand, an increase was observed in young forests that are being transformed into wetlands (316.23 ha) and plantations (31.52 ha), While 583.81 ha of wetlands remained unchanged.



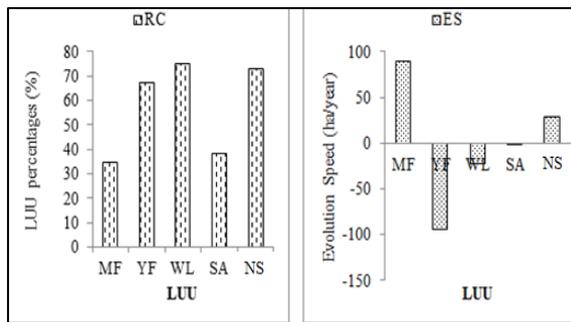
Legend : LUU : Land Use Units ; MF : Mature Forests ; YF : Young Forests ; WL : Wetlands ; SA : Savannahs ; BS : Naked soils; PL : Plantations.

Fig. 5. LUU transition between 2000 and 2015.

Rate conversion and rate change of LUU between 1984 and 2000

Examining Fig. 6 shows that two types of change emerge: gain and loss. Young forests showed a negative rate of change (-94.07ha/year) with a

conversion rate of 67.11%. The high pressure on young forests is due to conventional logging in the area during this period. Whereas mature forests exhibited a significant rate of evolution between the two dates, i.e. a gain of 89.28ha/year and a conversion rate of 34.82%. The rapid increase in mature forests is an indication of a transposition of young forests. Savannahs, on the other hand, represent the categories that evolved slowly into other types of land use, i.e. an evolution rate of -2.16ha/year between 1984 and 2000.

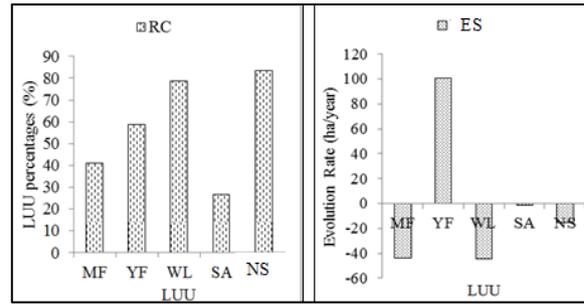


(a) Rate Conversion (RC) (b) Evolution Speed (ES)
 Legend : **LUU** : Land Use Units ; **MF** : Mature Forests ; **YF** : Young Forests ; **WL** : Wetlands ; **SA** : Savannahs ; **NS** : Naked soils.

Fig. 6. Rate conversion and rate change of LUU between 1984 and 2000.

Conversion rate and change rate of LUU between 2000 and 2015

Analyzing Fig. 7 shows that Naked land is the LUU with the highest conversion rate (83.48%) than other land use classes, i.e. a loss of 229.42 ha. They are followed by wetlands with a conversion rate of 78.79% and a change rate of -44.52ha/year. However, the savannahs are the land use units that expressed the lowest conversion rate (26.60%) between 2000 and 2015, i.e. 11.34 ha lost and an evolution rate of -0.76ha/year. Thus, between 2000 and 2015, young forests expressed an exponential evolution, i.e. a gain of 100.59ha/year. While, mature forests, savannahs and wetlands recorded a negative evolution. The significant increase showed by young forests is due to the rotational respect of Forest Exploitation Units (FEU) and Annual Cutting Plates (ACP), and the expulsion of indigenous populations into the forest.

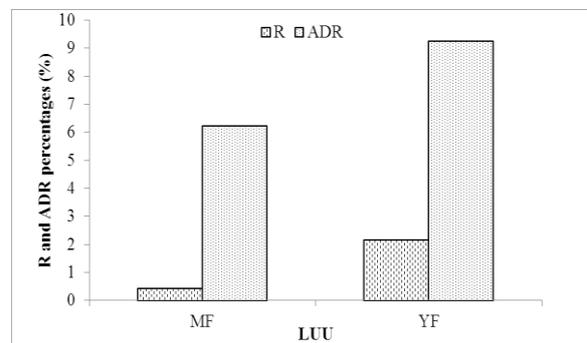


(a) Conversion Rate (RC) (b) Evolution Rate (ES)
 Legend : **LUU** : Land Use Units ; **MF** : Mature Forests ; **YF** : Young Forests ; **WL** : Wetlands ; **SA** : Savannah ; **NS** : Naked soils.

Fig. 7. Conversion and evolution rate of LUU between 2000 and 2015.

Annual rate of deforestation and forest degradation before the ranking (1984-2000)

Figs 8 shows the level of deforestation and degradation that occurred between 1984 and 2000 in the DCF. These phenomena are observed in both mature and young forests.



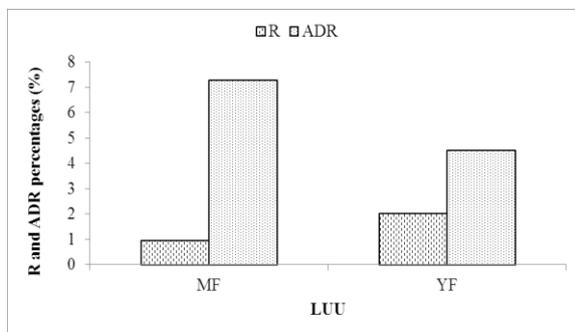
Legend : **LUU** : Land Use Units ; **MF** : Mature Forests ; **YF** : Young Forests ; **ADR** : Annual Degradation Rate ; **R** : Annual Deforestation Rate.

Fig. 8. Annual deforestation rate and forest degradation between 1985-2000.

The results from Fig. 8 showed a strong disturbance and reduction of young forests in favor of other land use types with deforestation and forest degradation rates of 2.04% and 4.51% respectively. These perceptible negative impacts on young forests are the result of the combined action of forestry and agricultural activities. Mature forests are the types of vegetation with a low rate of deforestation (0.95%) with a gradual degradation of its vegetation (7.28%).

Deforestation and forest degradation Statuses between 2000 and 2015

Fig. 9 shows that from 2000 to 2015, young forests have suffered significant degradation (9.25%) and deforestation of 2.18%; of the 30.04% of the surface area occupied in 2000, 6.04% was transformed into wetlands and 2.05% into naked soils. The increase in the degradation rate showed in young forests is the result of a combination of logging, plantations establishment and the silvicultural method adopted. While 8.92% has remained stable and 9.02% is being converted to mature forests. Mature forests have suffered 6.23% disturbance and 0.44% loss of area (degradation and deforestation).



Legend: **LUU**: Land Use Units; **MF**: Mature Forests; **YF**: Young Forests; **ADR**: Annual Degradation Rate; **R**: Annual Deforestation Rate.

Fig. 9. Annual deforestation rate and forest degradation between 2000 and 2015.

Review of the spatial distribution of changes before and after the DCF ranking

The typology of the changes shows that between 1984 and 2000, 2.99% of the study area surface that used to consist of more or less dense woody formations disappeared completely and was converted to naked soils (deforestation). Nevertheless, between 2000 and 2015, the deforestation of woody species accounted for 2.62% of the total area of woody systems, making it a reduction of 0.37% of the naked soil area. Thus 11.79% of the woody area was degraded between 1984 and 2000. Moreover, between 2000 and 2015, woody areas increased by 15.48%. This increase in the annual rate of forest degradation reflects the establishment of an oil palm plantation by the Commune in 2003 and reforestation initiatives.

Discussion

The sustainable management of forested areas logged for the first time remains entirely dependent on the physical and ecological state in which the forest was left after disturbance.

Classification and mapping

The results from processing Landsat ETM (1984 and 2000) and Sentinel 2A (2015) images from a supervised classification are of sufficient quality. The overall accuracy is 86.42% for the 1984 Landsat TM image, 85.11% for the 2000 TM and 89.64% for the 2015 Sentinel 2A image. Several authors have previously demonstrated the effectiveness of these images in several studies of the spatial dynamics of ecosystems (Soulama *et al.*, 2015; Koffi *et al.*, 2016; Hounton, 2017; Jiagho *et al.*, 2019; Zekeng *et al.*, 2019; Djiongo *et al.*, 2020). However, the supervised classification adopted in this study appears to be the best among the methods relating to the study of land-use dynamics using remote sensing (Pontius *et al.*, 2004; Gidey *et al.*, 2017) as it involves field verification (Nagendra *et al.*, 2006).

The values of the Kappa coefficients (0.75, 0.72 and 0.87) obtained in 1984, 2000 and 2015 respectively attest to the quality and validity of the classification carried out. The results of this analysis are statistically significant. According to Landis and Koch (1977), land-use study is good and acceptable if the Kappa index is between 0.50 and 0.75. These values obtained in this study are similar to 0.74, 0.78 and 0.89 found respectively in 2000, 2009 and 2018 by Zekeng *et al.* (2019) in the Doumé Communal Forest.

Land use dynamics in DCF

The change in area of the different land use categories shows an increase in both mature forests and naked soil between 1984 and 2000. The increase in area (1428.04 ha) observed at mature forests is due to a vertical evolution of young forests. The significant conversion of young forests to mature forests could be attributed to the fact that young forests are close to mature forests. On the other hand, the extension of naked soil (6.63%) indicates an increase in pressure from logging operations on

young forests. The heavy activities pressure on young forests is a main factor for reducing the area of wetlands. This decrease in wetlands could be explained by the fact that opening the vegetation canopies favors the increase of light in the forest landscape and intensifies the evaporation of ground and surface water, which dries out the wetlands.

Moreover, between 2000 and 2015, there was a spectacular 8.38% increase in young forests, i.e. an increase of 1,508.92 ha. This increase can be explained by the modernization of logging activities. This proliferation of young forests considerably reduces the densification of naked soils and wetlands. However, the abundance of young forests indicates an environment in full regeneration and regular forest stand dynamics (Mounmemei, 2016). This recent expansion of forest cover should not, however, conceal the internal degradation of the forest environment, insidious but nevertheless detectable on satellite images and confirmed by field trips (Momo *et al.*, 2010).

According to the World Meteorological Organization (OMM, 2005) in addition to natural factors of degradation and deforestation, socio-economic causes must also be taken into account. There is a close relationship between land degradation and land use. The creation of a palm plantation in the DCF, though it constitutes a preventive measure to reduce the financial dependence of the populations of this commune on forest resources, extremely triggers vegetation destruction. It was demonstrated by Adjonou *et al.* (2018) after his studies in the Momo Border Biosphere Reserve in Togo, that land use changes are accompanied by social and economic benefits at several levels. It should be noted that these changes are responsible for ecological degradation on different spatial scales. In the same vein, the International Tropical Timber Organization (ITTO) shows that tropical forests can only be conserved if value is added in the sustainable supply of their products and services (OIBT, 2019). This deforestation under anthropogenic pressure has led to the loss of 50.88 ha of woodland area between 2000 and 2015. This result corroborates with those

found by Toko (2014), Mama *et al.* (2013) in their various studies, which showed that deforestation of natural systems is mainly attributable to anthropogenic activities.

With regard to the annual change per hectare of the different land-use classes, the results show a rapid regression of young forests between 1984 and 2000, i.e. -94.07ha/year. This change is much more perceptible in 2000 by the increase in naked soils. The degradation of the environment reflected by the increase in naked soil is the index of the presence of traces of the various logging activities (roads, wood yards, skidding tracks and logging gaps). This degradation is amplified by anthropic activities of the indigenous populations. Indeed, overexploitation of land is considered the main cause of forest degradation and reduction of biodiversity (Avakoudjo *et al.*, 2014; Zekeng *et al.*, 2019). Several authors (Pale, 2000; Issa, 2010; Atta *et al.*, 2010; Issiako & Arouna 2018) have accounted population growth and certain modes of exploitation as being responsible for land degradation resulting in the disruption of ecological balances.

The analysis of the results shows that after the expulsion of the population in the DCF in 2001, a considerable evolution of the forest cover was observed. This reconstitution of forest cover is marked by the evolution of young woody systems (100.59ha/year) between 2000 and 2015. This evolution, preceded by a reduction in these formations between 1984 and 2000, is reflected in a forest transition phenomenon (Garcia and Freintrenie, 2014; Mather, 1992).

The deforestation values obtained respectively between 1984-2000 (2.99%) and 2000-2015 (2.62%) in this study are different from the -7% found by Zekeng *et al.* (2019) in the Doumé Communal Forest. They are also lower than the 4.1% found in Mount Oku between 1978 and 2001 (Momo *et al.*, 2012) and higher than the 0.14% obtained in Cameroon between 2000 and 2005 (Duveiller *et al.*, 2008). This difference is due either to galloping population growth around the forest massif, the high presence of agroforestry systems or the forest

types in which the study was conducted. The deforestation rate found between 1984 and 2000 is similar to the 2.91% obtained by Zakari (2015) in the Goungoun classified forest and its riparian terroirs in Benin between 2000 and 2015.

Involvement of forest management and biodiversity conservation in DCF

Analysis of satellite images combined with field data showed a negative change in the spatio-temporal evolution of the vegetation cover prior to the DCF classification (1984-2000). Land over-exploitation during this period is considered to be the main cause of deforestation and forest degradation and reduction of biodiversity (Avakoudjo *et al.*, 2014; Tsafack, 2015). Nevertheless, the continuous (progressive) evolution of the vegetation cover and the significant disappearance of bare soil observed between 2000 and 2015 explain the contribution of management in maintaining the vegetation cover. These results are similar to those obtained by Tankoano *et al.* (2016) who found a progressive evolution of vegetation classes in the Deux Balé National Park in western Burkina Faso between 2000 and 2015. However, the difference in the area of mature forest remaining unchanged before and after the DCF classification is 314.01 ha. This increase in area is of major ecological importance as mature forests are an irreplaceable reservoir for the maintenance of tropical biodiversity (Momo *et al.*, 2012; Gibson *et al.*, 2011) and for the mitigation of climate change through the reduction of greenhouse gases (Steffen *et al.*, 2015). Furthermore, it is observed that despite the changes and conversions observed between 1984 and 2015, the DCF remains largely covered by a relatively well conserved natural vegetation and has good potential for biodiversity conservation.

Thus, the reforestation of the forest, the rotational respect of FEU and ACP and the defense of the forest by the local population are also perceptible results of forest management. As a result, forest management appears to be a tool for the sustainable management of natural resources. For it ensures a balance between harvesting on one hand and natural resource renewal

on the other hand (Picard *et al.*, 2012). The contribution of management to the maintenance and protection of forest ecosystems is also observed in the Deux Balé National Park in western Burkina Faso (Tankoano *et al.*, 2016).

Conclusion

The study of land cover and land use dynamics in the scientifically based DCF, based on the processing of satellite imagery and GIS coupled with field data, revealed the different changes that occurred during this period (1984-2000, 2000-2015). The results highlight the progression of woody formations such as young forests, the regression of naked soils and savannas between the years 2000 and 2015. Moreover, mature forests and bare soils experienced a progressive extension of their surface area between 1984 and 2000. Notwithstanding the changes in DCF between the two periods, it appears that it remains largely covered by relatively well conserved vegetation and has good potential for biodiversity conservation.

The implementation of sustainable management practices has contributed to the recovery of vegetation between the years 2000 and 2015. The involvement of the forest administration and the authorities of the Dimako commune through monitoring in and around this forest massif in collaboration with the local population have slowed down colonization. Forest management is undoubtedly a tool for sustainable forest management because it strikes a balance between the removal and renewal of goods and services from the forest.

References

Adjonou K, Bindaoudou IK, Idohou R, Salako KV, Glele-kakaï R, Kokou K. 2018. Land cover dynamics and implications on the sustainable management of the natural resources of Mono transboundary Biosphere reserve. Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest ; Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité **1**, 11- 29.

- Aldwaik SZ, Pontius RG.** 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape Urban Plan* **9(5)**, 128- 132.
- Arouna O, Toko I, Djogbenou CP, Sinsin B.** 2011. Comparative analysis of local populations perceptions of socio-economic determinants of vegetation degradation in soudano-guinean area in Benin (West Africa). *International journal of Bioersity and Conservation* **3(7)**, 327-337.
- Atta S, Achard F, Ould MOMS.** 2010. Évolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du Sud-Ouest du Niger. *Science et Nature* **7(2)**, 119- 129.
- Avakoudjo J, Adi M, Toko IKV, Sinsin B.** 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le parc national de W et son périphérique nord-ouest du Benin, *Int. J. Biol. Chem. Sci* **8(6)**, 2608- 2625.
- Barima YSS, Barbier N, Dosahoua T, Lejoly J, Bogaert J.** 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et forêts des tropiques* **1**, 15- 25.
- Botlhe M, Piet K, Kenabatho, Bhagabat P, Parida, Joyce G, Maphanyane.** 2019. Evaluating Land Use and Land Cover Change in the Gaborone Dam Catchment, Botswana, from 1984–2015 Using GIS and Remote Sensing. *Sustainability* **11**, 1- 22.
- Caloz R, Collet C.** 2001. Précis de la télédétection, traitements numériques d'images de télédétection **3**, Université de Québec, Agence universitaire de la Francophonie, p 385.
- Choudhury D, Das K, Das A.** 2018. Assessment of Land Use Land Cover Changes and Its Impact on Variations of Land Surface Temperature in Asan-sol-Durgapur Development Region. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science* **22**, 203- 218.
- Diallo H, Bamba I, Sabas Barima SY, Visser M, Ballo A, Mama A, Vranken I, Maiga M, Bogaert J.** 2011. Effets combines du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Reserve de Fina, Boucle du Baoulé), *Sécheresse* **22**, 97- 107, DOI : 10.1684/sec.2011.0306.
- Djiongo BEJ, Desrochers A, Avana TLM, Khasa, Zapfack L, Fotsing É.** 2020. Analysis of spatio-temporel dynamics of land use in the Bouba Ndjidda national Park and its adjacent zone (North Cameroon). *Open journal of forestry* **10**, 39-57.
- Doetinchem N, Megevand C.** 2013. Dynamiques de déforestation dans le bassin du Congo : réconcilier la croissance économique et la protection de la forêt. Document de travail, n°2, exploitation forestière p 43.
- Dos SG.** 2001. Classification automatique, carte d'occupation des sols dans la vallée de Biriato, télédétection. Rapport de stage p 37.
- Duveiller G, Defourny P, Desclée B, Mayaux P.** 2008. Deforestation in Central Africa : estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment* **112(5)**, 1969- 1981.
- Eba'a AR, Mbolo M.** 2006. La bonne gestion forestière : normes et durabilité. In : *Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale*. Edition l'Harmattan, Paris pp. 3- 23.
- Eva H, Carboni S, Achard F, Stach N, Durieux L, Faure JF, Mollicone D.** 2010. Monitoring forest areas from continental to territorial levels using a sample of medium spatial resolution satellite imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **65**, 191-197.
- Ezzine BD, Mertens B, Pérez RM, Cerutti OP, Ngono G.** 2006. L'exploitation forestière au Cameroun : Un laboratoire institutionnel de la sous-région ? In : *Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale* 124- 151.

- FAO.** 2007. Les Forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2006, COMIFAC p 256.
- Garcia C, Freintrenie L.** 2014. Beyond the Mirror: Tropical forest fragmentation and its impact on rural livelihoods. Royaume Unis : Global Forest Fragmentation, Ed. C.J. Kettle and L.P. Koh pp. 115- 131.
- Ghilardi A.** 2016. Spatiotemporal modeling of fuelwood environmental impacts: towards improved accounting for non-renewable biomass. Environ Model Softw **82**, 241-254.
- Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J.** 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature, pp. 478- 378. doi:10.1038/nature10425
- Gidey E, Dikinya O, Sebego R, Segosebe E, Zenebe A.** 2017. Modeling the spatio-temporal dynamics and evolution of land use and land cover (1984–2015) using remote sensing and GIS in Raya, Northern Ethiopia. Model Earth Syst Environ **3**, 1285-1301.
- Girard MC, Girard CM.** 1999. Traitement des données de télédétection. Dunod, Paris p 529.
- Hounton CC.** 2017. Evaluation des changements actuels d'occupation et d'utilisation des terres par télédétection de la Basse Vallée de l'Ouémé en 1986, 2002 et 2015. Thèse de doctorat, Abomey-Calavi p 217.
- Issa MS.** 2010. Changements climatiques et agrosystèmes dans le moyen Bénin : Impact et stratégies d'adaptation. Thèse de doctorat unique de géographie, UCA/FLASH/EDP, p 278.
- Issiako D, Arouna O.** 2018. Dynamic land use before and after the development of the participatory management plant for the Alibori superior classified forest in north Benin. Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest ; Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité pp. 193-210.
- Jiohgo RE, Zapfack L, Jumo KCUA.** 2019. «Distribution et dynamique de la flore ligneuse à la périphérie du Parc national de Waza (Cameroun) »; Vertigo-la revue électronique en science de l'environnement **19(3)**, 1- 25.
- Kamungandu CM.** 2009. La dégradation des forêts en République Démocratique du Congo : Etudes de cas sur l'évaluation de la dégradation des forêts. Document de travail 169 de la FAO, p 29.
- Kankeu RS, Denis S, Richard E.** 2013. Quantification de la biomasse perdue post-exploitation forestière à travers l'identification des trouées d'abattage et des infrastructures de débardage et de préparation par l'utilisation des images satellites et les mesures de terrain. CIFOR, Caro, Yaoundé, p 14.
- Kasperson JX, Kasperson RE, Turner BL.** 1995. Regions at Risk: Comparisons of Threatened Environments. Tokyo: UN Univ. Press p 588.
- Koffi DK, Tchaa B, Thiou TKTC.** 2016. Quantification des changements de l'occupation du sol dans la Préfecture de Yoto (sud-est Togo) à l'aide de l'imagerie satellitaire Landsat. Revue des Sciences de l'Environnement, Laboratoire de Recherches Biogéographiques et d'Etudes Environnementales (Université de Lomé) pp. 137- 156.
- Lambin EF.** 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Glob Environ Change **11**, 261-269.
- Landis JR, Koch GG.** 1977. «The measurement of observer agreement for categorical data» Biometrie **33**, 159- 174.
- Leroy M, Deroire G, Vente J, Leménager T.** 2013. La gestion durable des forêts des dispositifs de gestion p 248.
- Letouzey R.** 1985. Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1 : 500 000 p. 240.

- Liu JG, Linderman M, Ouyang Z, An L, Yang J, Zhang H.** 2001. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science* **292**, 98-101.
- Mama A, Sinsin B, De Cannière C, Bogaert J.** 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanaise au Nord du Bénin. *Tropicultura* **31**, 82-92
- Margules CR, Pressey RL.** 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**, 243-53
- Mather AS.** 1992. *The Forest Transition*. Bruxelles, Belgique : Société royale **24(4)**, 367-379.
- MINECNDD.** 2016. Guide opérationnel-Normes de stratification forestière. Série d'aménagement, DIAF, RDC, p 34.
- MINFOF.** 2015. Expérience et leçon apprises du Cameroun en matière d'élaboration du Readiness Preparation Proposal (R-PP) dans le cadre de l'initiative REDD+. UICN, MINFOF, p 59.
- Minta M, Kibretb K, Thorne P, Nigusse T, Nigatu L.** 2018. Land use and land cover dynamics in dendi-Jeldu hilly-mountainous areas in the central Ethiopian highlands. *Geoderma* **314**, 27-36.
- Momo SMC, Chabrierie O, Gallet-Moron E, Nkongmeneck BA, Leumbe ONL, Decocq G.** 2010. Les facteurs influençant la composition et la diversité fonctionnelle des communautés végétales des forêts du mont Oku (Cameroun). Communication presented at the Colloque en écologie des communautés végétales-ECOVEG 6, 31 Mars-2 Avril, in Mont-Saint-Aignan, France p 57.
- Momo SMC, Chabrierie O, Gallet-Moron E, Nkongmeneck BA, Leumbe ONL, Decocq G.** 2012. Analysing deforestation by remote sensing coupled with structural equation models: example of the cloud forest of mount Oku (Cameroon). *Acta Bot Gallica* **159**, 451-466.
- Momo SMC, Njouonkouo AL, Temgoua LF, Djouda Zangmene R, Wouokoue Tafo JB, Ntoukpa M.** 2018. Land use/land cover change and anthropogenic causes around Koupa-Matapit gallery forest, West-Cameroon. *J Geogr Geol* **10(2)**, 56-65.
- Mounmeme KH.** 2016. Influence des activités d'exploitation forestière sur les stocks de carbone : cas de l'Unité Forestière d'Aménagement 08-003. Mémoire de master, Université de Yaoundé 1, Cameroun p 65.
- Nagendra H, Pareeth S, Ghate R.** 2006. People within parks-forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, India *Applied Geography* **26**, 96-112
- Neba AS.** 1987. *Modern geography of the Republic of Cameroon*. Neba publishers, 2nd edition, United Kingdom, p 126.
- Ngoufo R, Zapfack L, Tiomo DE, Tsafack NLS, Matsaguim GS.** 2019. Évaluation et spatialisation du carbone stocké dans le massif forestier de Ngog-Mapubi (Cameroun). Conférence OSFACO : Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, Mar 2019, Cotonou, Bénin. hal-02189496
- Noumi NV, Zapfack L, Sonké B.** 2011. Ecological behaviour and biogeography of endemic species of the genus Piper L. in Africa: A case of the Guineo-Congolese region. *African Journal of Plant Science* **5**, 248-264.
- OIBT.** 2019. Promouvoir la conservation et la mise en valeur durable des forêts tropicales. *Actualités des forêts tropicales* **28(9)**, 1-4
- Omari L.** 2005. Contribution à l'étude d'un écosystème à *Artemisia Herba alba* dans le Sud-Oranais ; diagnose phytoécologique et cartographique par télédétection spatiale. Mémoire de magister, Université USTHB, écologie et environnement p 152.
- OMS.** 2005. Organisation Mondiale de la Météorologie. *Le climat et la dégradation des sols*. Temps-Climat-Eau. OMM-n 989 p. 34.

- ONADEF.** 1991. Normes d'inventaire d'aménagement et préinvestissement, ONADEF, Cameroun p 71.
- Onana JM.** 2013. Synopsis des espèces végétales vasculaires endémiques et rares du Cameroun 40. Ministère de la Recherche Scientifique et de l'innovation (MINRESI). X+277p. +16 planches + 18 cartes.
- Oszwald J, Lefebvre A, Arnault DSX, Thales M, Gond V.** 2010. Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de maçaranduba (para, brésil) entre 1997 et 2006. *Revue Télédétection* **9(2)**, 97-111.
- Ouédraogo I.** 2010. Land use Dynamics and Demographic Change in Southern Burkina Faso. Doctoral thesis N 2010:63, Faculty of Forest Sciences, southern Swedish Forest Research Centre Alnap, p 64. + annexes.
- Pale FK.** 2000. Le rôle de l'action anthropique dans la dégradation des ressources naturelles à Niaogho-Beguedo. *Berichte des Sonderforschungsbereichs* **268(14)**, 521-533.
- Picard N, Laurent SA, Mathieu H.** 2012. Manuel de construction d'équations allométrique pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres. De la mesure de terrain à la prédiction p 224.
- Plan d'Aménagement.** 2006. Plan d'aménagement révisé de la forêt communale de Dimako, MINFOF, Cameroun p 74.
- Pontius RG, Shusas E, Mceachern M.** 2004. «Detecting important categorical land changes while accounting for persistence». *Agriculture, Ecosystems and Environment* **101**, 251-268.
- République du Cameroun.** 1994. Loi n° 94/01 du 20 Janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche. Cameroun p 25.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J.** 2000. Biodiversity global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770-74.
- Sandjong SRC, Ntoupka AI, Vroumsia T.** 2013. Étude écologique du Parc National de Mozogo– Gokoro (Cameroun): prospections préliminaires de la flore ligneuse et du sol pour sa conservation et son aménagement, *Int. J. Biol. Chem. Sci* **7(6)**, 2434-2449.
- Sarr MA.** 2008. Variabilité pluviométrique en Afrique de l'ouest : dynamiques des espaces végétaux à partir des images satellitaires. Exemple du bassin versant de Ferlo (Sénégal). *Journées de climatologies. Climat et société : climat et végétation*, Nantes (France) pp. 57-75.
- Soulama S, Kadeba A, Nacoulma MIB, Traoré S, Bachmann Y, Thiombiano A.** 2015. Impact des activités anthropiques sur la dynamique de la végétation de la réserve partielle de faune de Pama et d ses périphéries (sud-est du Burkina Faso) dans un contexte de variabilité climatique, *journal of Applied Biosciences* **87**, 8047-8064.
- Souza C, Brown S, Jukka M, Achard F, Herold M.** 2015. Module 2.2 Suivi des données sur les activités concernant les forêts restant des forêts (y compris la dégradation des forêts), p 54.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM.** 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* **347**, 1259855. doi: 10.1126/science.1259855
- Tabari H, Teferi TM, Willems P.** 2015. Statistical assessment of precipitation trends in the upper Blue Nile River basin. *Stoch Environ Res Risk Assess* **29(7)**, 1751-1761.
- Tankoano B, Hien M, Dibi NH, Sanon Z, Akpa YL, Jofack Sokeng VC, Somda I.** 2016. Mapping land cover dynamics of Deux Balé National Park, Western Burkina Faso. *International Journal of Innovation and Applied Studies* **16(4)**, 837-846

Toko MI. 2014. Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers : cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt Classée des Monts Kouffé et sa périphérie au Bénin. Thèse de doctorat unique, Université d'Abomey-Calvi p 202.

Trimble SW, Crosson P. 2000. Land use- US soil erosion rates: myth and reality. *Science* **289**, 248-50.

Tsafack NLS. 2015. Essai d'identification et d'évaluation du potentiel de services environnementaux dans le massif forestier de Ngog Mapubi-Dibang, Université de Yaoundé 1, département de géographie, mémoire, p 192.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* **277**, 494-499.

Zakari S, Mazo I, Toko II, Djaouga M, Arouna O, Thomas O. 2018. Mapping spatio-temporal changes in land cover units in the Goungoun classifield forest and its riparian lands. *Observation Spatiale des forêts d'Afrique Centrale et de l'ouest ; Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale : Images satellitaires pour un meilleur aménagement des territoires et une gestion durable de la biodiversité* **1**, 229-246.

Zakari S. 2015. Vulnérabilité des parcours naturels aux changements climatiques dans le bassin de la Sota à l'exutoire de Couberi (Bénin). Thèse de doctorat unique, Université d'Abomey-Calvi p 203.

Zekeng JC, Reuben S, Wanda N, Mphinyane, Morati M, Dileswar N, Fobane JL, Onana JM, Forbi PF, Mbolo MAM. 2019. Land use and land cover changes in Doume Communal Forest in eastern Cameroon: implications for conservation and sustainable management. *Modeling Earth Systems and Environment* **5**, 1801-1814