

Un projet financé par le Programme des Nations Unies pour le Développement / Fond pour l'Environnement Mondial (PNUD/FEM) et exécuté par le Bureau des Services d'Appui aux Projets des Nations Unies (UNOPS)

## **Évaluation et Conservation de Biodiversité dans le Lac Tanganyika:**

### **RAPPORT TECHNIQUE FINAL DE BIOSS**

ALLISON, E.H., R.G.T. PALEY, G. NTAKIMAZI,  
V. J. COWAN ET K. WEST

**Décembre 2000**

### **Pollution Control and Other Measures to Protect Biodiversity in Lake Tanganyika (RAF/92/G32)**

### **Lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du Lac Tanganyika (RAF/92/G32)**

Le Projet sur la diversité biologique du lac Tanganyika a été formulé pour aider les quatre Etats riverains (Burundi, Congo, Tanzanie et Zambie) à élaborer un système efficace et durable pour gérer et conserver la diversité biologique du lac Tanganyika dans un avenir prévisible. Il est financé par le GEF (Fond pour l'environnement mondial) par le biais du Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD)

The Lake Tanganyika Biodiversity Project has been formulated to help the four riparian states (Burundi, Congo, Tanzania and Zambia) produce an effective and sustainable system for managing and conserving the biodiversity of Lake Tanganyika into the foreseeable future. It is funded by the Global Environmental Facility through the United Nations Development Programme.



**Adresses D'Auteurs:**

Dr. Edward H. Allison  
School of Development Studies  
University of East Anglia  
Norwich NR4 7TJ  
e.allison@uea.ac.uk

Richard Paley  
% MRAG Ltd  
47 Princes Gate,  
London SW7 2QA.  
v.cowan@ic.ac.uk

Dr Gaspard Ntakimazi  
Faculte des Sciences,  
Universite du Burundi,  
B.P. 2700, Bujumbura, Burundi

Vicki Cowan  
MRAG Ltd.  
47 Princes Gate,  
London SW7 2QA.  
v.cowan@ic.ac.uk

Dr. Kelly West  
% Dr Gaspard Ntakimazi  
Faculte des Sciences,  
Universite du Burundi,  
B.P. 2700, Bujumbura, Burundi  
kwest@mac.com

## RESUME EXECUTIF

1. Le lac Tanganyika est un des "points chauds" de la Biodiversité mondiale. Sa biodiversité est menacée par l'impact de l'activité humaine sur le lac et son bassin versant. Le Project sur la Biodiversité du lac Tanganyika (PBLT) a été conçu comme un moyen pour fournir un cadre régional pour la gestion du lac et la protection de sa biodiversité. L'Etude Spéciale Biodiversité (ESBIO) a fourni un conseil technique au projet sur les techniques pour la conception de l'exploration de la biodiversité et sur les approches actuelles de gestion utilisées pour la conservation de la biodiversité. Nous avons aussi entrepris toute une gamme d'activités de formation et de consolidation de compétences pour appuyer les objectifs du PBLT.
2. Le principal but de ESBIO était de soutenir le développement d'un plan d'Action stratégique (PAS) pour gérer le lac Tanganyika. L'objectif du plan d'action stratégique est " de fournir à la gestion régionale du lac Tanganyika le moyen de permettre une gestion durable de la biodiversité et des moyens de vie de générations présentes et futures de communautés riveraines".

Les objectifs spécifiques du PAS sur lesquels l'étude ESBIO s'est le plus directement attelés furent:

- "Définir et prioriser les actions de gestion requis pour conserver la biodiversité du lac Tanganyika".
- "Permettre au Comité pour la Gestion du Lac Tanganyika de fournir les directives à la communauté internationale sur les besoins de la région du lac Tanganyika en termes de conservation de la biodiversité et de l'utilisation durable des ressources".

Pour atteindre ces buts ESBIO avait quatre objectifs clés:

- faire une revue de la situation actuelle de la biodiversité dans le lac Tanganyika;
- Identifier la distribution, avec un accent particulier sur les aires protégées existants ou suggérées;
- suggérer les aires prioritaires pour une conservation, en se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations d'autres études spéciales et complétées par ses travaux d'explorations additionnels là c'est nécessaire, et,
- développer un programme durable pour le suivi de la biodiversité à long terme.

3. Ce rapport technique fournit les résultats des activités de recherche qui ont été conduites pour réaliser ces objectifs. Nous revoyons les concepts et les processus qui ont conduit au choix de la méthodologie, et valider cette méthodologie (Chapitre 2). Nous présentons une analyse sommaire des connaissances actuelles en rapport la biodiversité requises pour la conservation basés sur une analyse sur l'information secondaire disponible (Chapitre 3), et les résultats des explorations conduites par l'équipe ESBIO de 1997-1999 (Chapitre 4). Ces données sont utilisées pour fournir une meilleure base pour la prise de décision en matière de conservation (Chapitre 5). Nous concluons avec un sommaire de recommandations pour des approches de conservation, actions de gestion, suivi, et priorités de recherche (Chapitre 6). Ce rapport fournit aussi bibliographie détaillées (Chapitre 7) et une archive de données importantes (Chapitre 8).
4. Les approches pour le développement d'une exploration appropriée et de protocoles standardisés de récolte pour l'estimation de la biodiversité ont occupé une part considérable du programme de ESBIO. Nous avons tenu compte des considérations aussi bien en rapport avec le traitement que pour la production de résultats techniques sous forme de données d'exploration. Ainsi, nos pratiques furent mises en œuvre avec la pleine participation des scientifiques locaux et des assistants techniques. Des équipes du Burundi, de la R D du Congo, de la Tanzanie et de la Zambie ont toutes participées dans la conception et le test des méthodes d'exploration. Ceci a apporté un sens élevé de propriété et de compréhension de la méthodologie d'exploration, qui devrait garantir son utilisation dans les activités futures d'exploration.

5. La plupart des taxa dans le lac ne sont pas suffisamment bien connus au point de vue taxonomique pour constituer une base pour des activités d'exploration de grande échelle. Les principales techniques développées furent donc des protocoles standardisés pour échantillonner la très diverse communauté de poissons comme représentant de la biodiversité totale. Trois techniques pour l'exploration des poissons furent développées pour le projet, deux basées sur l'exploration sous lacustre avec équipement SCUBA – Inventaire Visuel Stationnaire (SVC) and Inventaire Visuel Rapide (RVC) – et des protocoles standardisés pour exploration avec des filets maillants. Ces techniques furent vérifiées soigneusement pour les artefacts d'échantillonnage, la complémentarité et la taille minimale d'échantillon requise. Nous avons aussi développé des protocoles pour l'échantillonnage des mollusques. Pour les explorations futures qui cherchent à caractériser la richesse spécifique dans des secteurs à comparer en vue d'une priorisation de la conservation, nous recommandons les tailles minimales d'échantillons et les combinaisons de techniques d'exploration suivantes:
  - RVC – 40 répétitions par strate d'exploration (c.à.d la zone entre 5 et 15 m de profondeur)
  - Filets maillants – 60 poses de nuit avec 60 m de filet multi-maillages par zone d'exploration.
  - Transects pour Mollusques – 30 par strates d'exploration (combinaison d'habitat-profondeur choisie )
  - La technique SVC peut être plus utile pour les explorations de suivi, comme elle couvre moins d'espace sur le terrain et prend moins de temps, mais peut être plus précise.
6. Les estimations de la richesse spécifique et de la diversité sont sensibles à la taille de l'échantillon. Nous recommandons l'utilisation des estimations de diversité de Shannon-Weiner de préférence à l'indice de Simpson, comme il donne des résultats plus stables dans des zones sous échantillonnées. Nous recommandons les procédures d'estimation comme l'Estimateur de Couverture qu'est l'Incidence de Chaos (ICE) et les (Moyennes) Michaelis-Menton pour la richesse spécifique.
7. La plus grande partie du travail fait sur le lac Tanganyika avant ce projet n'était pas entrepris dans le but de la planification de la conservation, donc elle n'est pas standardisée pour cet objectif. Ceci limite inévitablement sa valeur dans des analyse comparatives, ou comme des données de référence pour estimer les changements au cours du temps. Ces données constituent, néanmoins, une riche source d'archives qui, à travers les efforts de ESBIO pour rassembler certaines d'entre elles dans une base de données relationnelle, est rendue disponible pour les institutions régionales comme un outils puissant pour la planification de la conservation et les objectifs de recherche.
8. Avant l'étude de ESBIO, il y avait un manque d'information sur les habitats aquatiques et leurs biocénoses associés dans ou aux alentours des Parcs Nationaux essentiellement terrestres (Rusizi, Gombe, Mahale, Nsumbu). ESBIO a développé une procédure d'exploration et construit les capacités pour la conduite d'explorations qui ont utilisé l'expertise régionale et minimisé la dépendance d'apports extérieurs.
9. L'exploration des habitats a établi que les espaces adjacents aux aires protégés terrestres existants, qu'ils soient actuellement protégés en tant que zones aquatiques ou non, contiennent la gamme entière des types d'habitats littoraux, incluant les macrophytes émergeant, les macrophytes submergés, les roches de stromatolithes, les fonds couverts de coquilles, et toutes les combinaisons de substrats mous et rocheux. Ils ne donnent pas nécessairement l'unique ou le meilleur exemple pour ces types d'habitats, mais ils ont l'avantage d'un centre d'intérêt de conservation existant. Ainsi, le critère fondamental pour un réseau d'aires protégés – qu'il devrait contenir de bon exemples de tous les types d'habitats (et par déduction les biocénoses associés) – est rempli avec le réseau existant.
10. La plus haute biodiversité, en terme de nombre d'espèces, est localisée dans la zone sub-littorale (jusqu'à 40 m de profondeur). Nous trouvons qu'un pourcentage élevé de cette biodiversité est ubiquiste dans cette distribution, mais qu'il y a un petit nombre limité de taxa avec une distribution spatiale restreinte. 73% des poissons lacustres connus

(90% des espèces enregistrées dans les explorations de ESBIO) furent trouvés dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux existants. Une stratégie de conservation basée premièrement sur le maintien et la prolongation des fonctions des parcs terrestres existants est dès lors recommandée.

11. Les communautés de poissons sur les habitats rocheux sont plus diversifiées que celles trouvées sur les habitats sablonneux, et les habitats non perturbés et relativement vierges contiennent des biodiversités plus élevées que celles des zones proches des centres de population et sujettes aux perturbations de la pêche, de la pollution et de la sédimentation. Ces différences sont aussi évidentes en comparant les mesures de richesse spécifique. Les analyses confirment la haute diversité dans les eaux en face des parcs existants, et mettent en évidence d'autres zones comme Pemba, Bangwe, Luhanga, au Congo, et Lufubu et Chisala en Zambie qui sont potentiellement des sites riches. Les derniers sont situés à des embouchures de rivières adjacents au Parc National de Nsumbu, et pourraient valoir la peine d'une certaine forme de protection.
12. ESBIO a basé son conseil pour une stratégie de conservation en terme d'aires protégées. Ceci reflète le document de projet original de PBLT, qui était allé jusqu'à spécifier la création de Parcs Nationaux additionnel, aussi bien que le renforcement de la gestion de ceux existants. Nous avons essayé d'identifier les zones de plus haute biodiversité et cherché à établir quelle combinaison de celles-ci pourrait donner le plus haut niveau de protection de la biodiversité du lac Tanganyika. Il est reconnu toutefois que l'état des aires protégées est une seule option, et qu'une approche plus large de la gestion du lac doit être probablement critique si la stratégie doit réussir. Nous discutons donc de stratégies additionnelles comme la gestion de zones côtières et la conservation et le développement intégrés.
13. Comme la pression sur les ressources du lac Tanganyika augmente avec l'accroissement de la population, les menaces sur la biodiversité du lac Tanganyika devraient s'intensifier et des mesures de conservation seront essentielles si l'intégrité des écosystèmes aquatiques et services écologiques qu'ils fournissent doivent être maintenus. Le système de parcs nationaux existants contribue d'une manière significative à la protection de la biodiversité dans le lac Tanganyika, y compris la représentation de tous les principaux types d'habitats et une haute proportion des espèces de poissons et de mollusques. Mais les parcs sont isolés, constituent seulement une fraction de la côte lacustre, et il n'y a pas de garantie que les populations qu'elles contiennent seraient viables si elles étaient entourées d'environnement hostiles. La faisabilité de la réalisation d'un niveau de protection plus étendu à travers un élargissement du réseau actuel de parcs est hautement discutable. Pour cette raison, nous avons souligné l'alternative d'une stratégie de gestion de la zone côtière, qui combine les objectifs de conservation de la biodiversité avec le développement et la participation des partenaires.
14. Le PBLT avait une forte orientation technique, fournissant l'information de base essentielle pour le premier plan de gestion du lac. La base pour un suivi scientifique et l'établissement de la gestion a été établit sous le PBLT, mais les compétences plus larges dans la communication, la planification conjointe, la coopération entre différents ministères/disciplines et la gestion sont toujours requis. A travers notre rapport, nous avons insisté sur le besoin de considérer aussi bien les questions de processus que la production de résultats techniques. Si la communauté internationale continue à apprécier ce lac unique, nous recommanderions un soutien continue qui se concentre plus sur la consolidation des capacités institutionnelles nécessaires pour garantir le développement durable de cette ressource biologique diversifiée. Nous recommanderions aussi une analyse critique des coûts et bénéfices d'une telle conservation et un développement explicite d'approches de gestion qui aideront à garantir que les bénéfices de la conservation vont vers ceux qui vivent autour du lac, alors que les coûts sont soutenus par tous ceux qui les valorisent.

## REMERCIEMENTS

Ce rapport représente l'enregistrement écrit de l'effort considérable d'un grand nombre de personnes. Inévitablement, seulement une partie de ces personnes a été impliquée dans sa production et apparaissent ici comme auteurs.

Notre plus grande dette est due à ces membres des équipes qui ont participé dans le développement de nos méthodes d'exploration et qui ont continué pour récolter les données analysées dans ce rapport. Ils ont tous eu à supporter des essais préliminaires qui semblaient très bien sur papier, mais ne marchaient pas sous eau. Leur contribution pour développer des méthodes robustes et reproductibles qui généraient aussi des données de valeur est appréciée avec reconnaissance. Ils ont tous été impliqués dans la production des autres rapports de ES BIO. Nous voudrions remercier tous les membres des équipes d'exploration de terrain de ES BIO:

Pays	Nom	Institution
Burundi	Dr NTAKIMAZI Gaspard	Univ. du Burundi
	BIGIRIMANA Célestin	Petit Séminaire Kanyosha
	HAKIZIMANA TERENCE	Lycée de Cibitoke
	NDAYISENGA Libère	INECN – Bujumbura
	NICAYENZI Félix	PBLT – Bujumbura
	RUGIRABIRORI Albéric	Univ Burundi – Bujumbura
	SINUNGUKA Bernard	DEPP – Bujumbura
RD Congo	Dr NSHOMBO Muderhwa	CRH - Uvira
	AMUNDALA Shekani	CRH - Uvira
	BAHANE Byeragi	CRH - Uvira
	BASHONGA Bishobibiri	CRH - Uvira
	BUDA Kukiye	CRH - Uvira
	MUZUMANI Risasi	CRH - Uvira
	WATUNA Igundji	CRH - Uvira
Tanzanie	KAYANDA Robert	TAFIRI – Kigoma
	KIMAMBO Fadhili	TANAPA – Gombe
	MNAYA Bakari	TANAPA – Gombe
	WAKAFUMBE Robert	TAFIRI – Kigoma
Zambie	LUKWESA Charles	DoF – Mpulungu
	MWENDA Maybin	DoF – Mpulungu
	SHAPOLA Reuben	DoF – Mpulungu
	SINYINZA Robert	DoF – Mpulungu
	ZULU Isaac	DoF – Mpulungu

Quand vous avons commencé, nos équipes couvraient une large gamme de niveaux d'expertise dans les techniques essentielles pour effectuer ce travail. Nous avions de bons nageurs qui ne savaient pas identifier les poissons, et des experts dans les poissons qui ne pouvaient pas nager. Peu parmi nous étaient des plongeurs entièrement qualifiés avec une expertise dans les méthodes d'exploration. Nous sommes endettés à l'égard de tous les participants dans les activités de formation et des séminaires de ES BIO tout au long de la période 1997-2000. Ceux qui ont partagé leur expertise, et les principaux rôles qu'ils ont joués, sont donnés ci-après:

<b>Nom</b>	<b>Adresse</b>	<b>Principaux Rôles</b>
Simon Holden Crag Jones John Pearce	MRAG Ltd, 47 Prince's Gate, London SW7 2QA	Conception, développement et test des bases de données des explorations et de littérature sous Microsoft Access
Pierre Ndamama	Université du Burundi, B.P. 2700, Bujumbura, Burundi	Assistance dans le questionnement des bases de données sous Microsoft Access
Dr Paul Tierney	Dept of Zoology, Trinity College Dublin 2, Ireland	Formation en plongée et développement des protocoles pour l'exploration des habitats.
William Darwall	Overseas Development Group University of East Anglia Norwich NR4 7TJ	Formation en plongée et développement des protocoles pour l'exploration des poissons et des habitats.
Dr Koen Martens	Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Vautierstraat 29, B - 1000 Brussels, Belgium	Taxonomie et identification des invertébrés sur le terrain.
Roger Bills	JLB Smith Institute of Ichthyology, Private Bag 1015, Somerset Street, Grahamstown 6140, RSA.	Taxonomie et identification des poissons Cichlidés sur le terrain
Dr M.M. Gashagaza	National University of Rwanda, Faculty of Agriculture, BP 117 Butare, Rwanda	Taxonomie, écologie, et identification de poissons sur le terrain
Dr Luc De Vos	National Museums of Kenya, Ichthyology Department, PO Box 406587, Nairobi, Kenya	Taxonomie et identification des poissons non Cichlidés sur le terrain.

Des remerciements sont dus aux autorités des parcs nationaux de Mahale, Gombe, Rusizi et Nsumbu. Les membres du personnel dans chacun des parcs ont été des hôtes courtois pour les équipes des explorations de ESBIO. Leur intérêt pour le travail de terrain de ESBIO a illustré une reconnaissance croissante de la valeur de partie aquatique de leurs parcs, ce qui augure bien de futurs efforts de conservation.

La coordination des activités de formation et de recherche des personnes dans différentes institutions, dans quatre pays différents, demande une organisation considérable. L'excellent et enthousiaste appui de l'équipe administrative du PBLT a renforcé nos activités et a fait toute la différence du monde. Ainsi, nous voudrions rendre hommage à la contribution de Bahati Barongo à Kigoma, Mamert Maboneza à Bujumbura et Ritesh Bhandari au bureau de Dar es Salaam.





## TABLE OF CONTENTS

<b>Resume Executif</b> .....	<b>I</b>
<b>Remerciements</b> .....	<b>IV</b>
<b>1 Introduction</b> .....	<b>1</b>
1.1 Le lac Tanganyika et sa biodiversité.....	1
1.2 La Convention sur la Diversité Biologique et sa mise en œuvre sur le lac Tanganyika.....	2
1.2.1 La Convention sur la Diversité Biologique.....	2
1.2.2 Le Fond Mondial pour l'Environnement.....	3
1.3 Les buts du projet PBLT et l'Etude Spéciale Biodiversité.....	3
1.3.1 But et objet du Projet.....	3
1.3.2 Les Objectifs du PBLT.....	4
1.3.3 Les Etudes Spéciales.....	4
1.4 Buts et Objectifs de ES BIO.....	5
<b>2 Développer une stratégie pour l'évaluation de la biodiversité du lac Tanganyika</b> .....	<b>7</b>
2.1 Evaluer la Biodiversité.....	7
2.2 Déterminer les besoins en information: une approche par objectifs.....	7
2.3 Revue de l'information et organisation.....	10
2.3.1 Revue de base et la « Base de données de littérature ».....	10
2.3.2 La base des données d'exploration.....	11
2.4 Analyse des capacités institutionnelles, coûts et faisabilité logistique de l'évaluation de la biodiversité.....	11
2.5 Evaluation de la Biodiversité.....	13
2.5.1 Conception de l'exploration.....	13
2.5.2 Choisir les groupes indicateurs ou « substituts de la biodiversité ».....	15
2.5.3 Cartographie des habitats.....	16
2.5.4 Méthodes d'exploration pour les poissons.....	17
2.5.5 Méthodes pour l'inventaire des mollusques.....	18
2.6 Mensurations et mesures de la biodiversité.....	19
2.6.1 Richesse spécifique.....	19
2.6.2 Calculs et comparaison d'indices de biodiversité.....	20
2.6.3 Diversité alpha, bêta et gamma, et rareté et endémisme.....	21
2.7 Catégories d'habitats pour l'analyse des données.....	22
2.8 Déterminer les tailles requises pour les échantillons.....	25
2.8.1 Effort d'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire (SVC).....	26
2.8.2 L'effort d'échantillonnage de l'inventaire visuel rapide (RVC).....	33
2.8.3 L'effort d'échantillonnage avec les filets maillants.....	37
2.8.4 Effort d'échantillonnage pour mollusques.....	44
2.9 Evaluer l'hétérogénéité d'un échantillon.....	51
2.10 Tests pour la complémentarité et les biais dans différentes techniques d'échantillonnage.....	52
2.10.1 Méthodes d'échantillonnages des poissons.....	52
2.10.2 Comparer les captures avec les filets maillants, à Rusizi.....	53
2.10.3 Comparaison des échantillons avec filets maillants, SVC et RVC du Parc National de Mahale.....	54
2.10.4 Les méthodes d'échantillonnages de mollusques.....	56
2.11 Evaluation des méthodes d'évaluation de la biodiversité.....	57

2.12	Méthodes alternatives d'évaluation de la biodiversité .....	58
2.13	Résumé.....	61
<b>3</b>	<b>Une évaluation de la distribution générale de la biodiversité dans le lac Tanganyika .....</b>	<b>63</b>
3.1	Introduction .....	63
3.2	Méthodes .....	63
3.3	Résultats .....	66
3.3.1	Données sur les sites.....	66
3.3.2	Listes des poissons trouvés dans chaque bassin .....	71
3.3.3	Listes nationales pour les poissons.....	74
3.3.4	Listes nationales pour les mollusques.....	77
3.3.5	Listes des espèces de poissons dans les aires protégées .....	79
3.3.6	Poissons non trouvés dans les eaux des parcs .....	83
3.3.7	Listes des espèces de mollusques dans les parcs. ....	86
3.4	Discussion et Conclusions .....	88
<b>4</b>	<b>Explorations pour l'évaluation de la biodiversité.....</b>	<b>91</b>
4.1	Introduction .....	91
4.2	Méthodes .....	91
4.2.1	Activités d'exploration de ESBIO, 1997-2000 .....	91
4.2.2	Cartographie des habitats .....	91
4.2.3	Explorations de la diversité des poissons.....	97
4.2.4	Richesse spécifique des mollusques.....	101
4.3	Résultats .....	101
4.3.1	Caractéristiques des habitats aquatiques littoraux.....	101
4.3.2	Indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants et des inventaires visuels stationnaires.....	106
4.3.3	Richesse spécifique des poissons.....	114
4.3.4	Richesse spécifique des mollusques.....	124
4.4	Discussion et Conclusions .....	126
<b>5</b>	<b>Critères de la diversité pour la planification de la conservation 129</b>	
5.1	Introduction .....	129
5.2	Points chauds de la biodiversité, Substituts et Complémentarité.....	129
5.3	Méthodes .....	131
5.3.1	Analyse de la valeur de conservation basée sur l'habitat .....	131
5.3.2	Comparaison des zones en utilisant la richesse spécifique et l'endémicité des poissons et des mollusques.....	131
5.3.3	Comparaison des sites en utilisant la complémentarité .....	131
5.4	Résultats .....	132
5.4.1	Comparaison des sites en utilisant les cartes d'habitats.....	132
5.4.2	Comparaison entre les zones en utilisant la richesse spécifique des poissons et des mollusques .....	133
5.4.3	Comparaison des zones en utilisant l'endémisme des poissons et des mollusques.....	134
5.4.4	Comparaison des sites en utilisant la complémentarité .....	134
5.5	Discussion.....	136
5.5.1	Options de conservation.....	136
5.5.2	Les menaces .....	137
5.5.3	Les aires protégées en tant qu'outil de conservation.....	139
5.5.4	Analyse préliminaire des « AFOM » des parcs nationaux existants et proposés .....	142
5.5.5	Alternatives aux aires protégées .....	148
5.5.6	Conclusion .....	149

<b>6</b>	<b>Synthese et recommandation pour le suivi futur, la recherche et les actions de gestion.....</b>	<b>151</b>
6.1	Introduction .....	151
6.2	Le suivi .....	152
6.3	La recherche .....	153
	6.3.1 Prolonger les activités d'exploration .....	153
	6.3.2 Développement de méthodes pour l'évaluation de la santé de l'écosystème aquatique .....	154
	6.3.3 Evaluation des estimations de la biodiversité.....	154
	6.3.4 Identifier les liens entre la conservation et le développement.....	158
	6.3.5 Les liens entre chaînes trophiques littorales et pélagiques et les pêcheries 164	
6.4	La gestion.....	165
	6.4.1 Les menaces .....	166
	6.4.2 Réponse de gestion recommandée.....	167
6.5	Conclusion sommaire.....	169
<b>7</b>	<b>Bibliography .....</b>	<b>171</b>
<b>8</b>	<b>Appendices.....</b>	<b>183</b>
8.1	La list des documents ESBIO .....	183
8.2	Données supportants Chapitre 2: espèces à chaque combinaison de catégorie de profondeur et substrat, exploration du parc national de Mahale, 1999 .....	184
8.3	Données supportants Chapitre 2: Données supportants Chapitre 2: les paramètres des modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum. (Dépendance linéaire et Clench) utilise pour calculer la dimension de l'échantillon minimum. ....	186
8.4	Données supportants Chapitre 3: listes définitives des espèces des poissons prises de la base de données de littérature .....	190

## LIST OF TABLES

Table 1.1	Etudes Spéciales et leurs principaux buts.....	4
Table 2.1	Institutions nationales participant à ESBIO .....	12
Table 2.2	Résumé des principales composantes des explorations de la biodiversité conduites par les équipes de ESBIO entre 1997 et 2000 .....	14
Table 2.3	Caractéristiques de taxa « substitués de la biodiversité totale » potentiels.....	15
Table 2.4	Procédures pour l'échantillonnage des mollusques le long de transects de plongée.....	18
Table 2.5	Avantages et inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure de la biodiversité. ....	20
Table 2.6	Espèces de poissons trouvées uniquement dans chacune des larges catégories de substrats , Park National de Mahale. ....	24
Table 2.7	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	32
Table 2.8	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel rapide (RVC) d'espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	36
Table 2.9	Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage avec des filets maillants pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails). ....	43
Table 2.10	Nombre de réplifications des transects pour espèces de mollusques dans chaque strate d'échantillonnage (zone, bande de profondeurs, catégorie de substrat) ..	46
Table 2.11	Analyse de l'adéquation des explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails) .....	50
Table 2.12	Espèces capturées uniquement dans les poses de filets maillants de jour et de nuit, Rusizi, Burundi, synthétisées à partir de toutes les poses. ....	53
Table 2.13	Espèces enregistrées uniquement avec l'inventaire visuel rapide (RVC), l'inventaire visuel stationnaire (SVC) et les poses de filets maillants de nuit (GILL), Mahale, Mars-Avril 1999. ....	55
Table 2.14	Listes d'espèces de substrats mous trouvées en Zambie avec la plongée et par le dragage.....	56
Table 3.1	Nombre d'espèces de poissons enregistrées uniquement dans chaque bassin du lac Tanganyika .....	71
Table 3.2	Espèces de poissons trouvées exclusivement dans le bassin sud, nord ou central (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras).....	72
Table 3.3	Nombre d'espèces de poissons enregistrées par la base de données dans chaque pays .....	74
Table 3.4	Nombre d'espèces par famille enregistrées dans chaque pays riverain.....	75
Table 3.5	Listes nationales d'espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (espèces endémiques au lac Tanganyika en gras) .....	76
Table 3.6	Listes nationales complètes d'espèces de mollusques (provenant uniquement des explorations de ESBIO), avec les espèces exclusives à un pays indiquées en gras.....	78
Table 3.7	Nombre des espèces de poissons enregistrées dans les eaux adjacentes à chaque parc national .....	79
Table 3.8	Espèces de poissons enregistrées exclusivement dans les eaux de chaque parc national (gras indique qu'une espèce est endémique au lac Tanganyika) .....	81
Table 3.9	Protection offerte aux espèces trouvées exclusivement dans chaque pays (celles qui ne sont pas protégées sont soulignées en gras).....	85
Table 3.10	Nombre d'espèces de poissons par famille qui ne sont enregistrées dans un parc national.....	86
Table 3.11	Listes de tous les mollusques trouvés dans un parc national lors des explorations de ESBIO. ....	87
Table 4.1	Synthèse des activités d'exploration de ESBIO. ....	92
Table 4.2	La proportion de chacun des principaux types substrats enregistrés dans les explorations avec la planche Manta dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentage de la côte dans l'aire protégée....	102

Table 4.3	Composition des substrats selon la profondeur pour les 11 sites dans le PN de Mahale, en Tanzanie, pour lesquels des profils d'habitats complets ont été enregistrés.....	103
Table 4.4	Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations avec les filets maillants.....	107
Table 4.5	Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons récoltés avec les filets maillants (de la Table 4.4).....	108
Table 4.6	Richesse spécifique et indices de diversité à partir des explorations par inventaires visuels stationnaires.....	110
Table 4.7	Comparaisons par paires ajustées de Bonferroni (t-tests) entre les indices de diversité de Shannon-Weaver diversity pour les poissons échantillonnées avec SVC ( Table 4.6).....	111
Table 4.8	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir de la technique de l'inventaire visuel stationnaire (SVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	114
Table 4.9	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) à partir des explorations avec les filets maillants. Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	115
Table 4.10	Estimations de la richesse spécifique des poissons ( $S_{max}$ ) basée sur l'incidence à partir des explorations par inventaire visuel rapide (RVC). Les estimations isolées sont indiquées entre parenthèses.....	116
Table 4.11	Richesses spécifiques observées et estimées dans les principaux parcs nationaux et zones d'explorations définies, par technique d'exploration.....	117
Table 4.12	Estimations de richesses spécifiques ( $S_{max}$ ) basées sur l'incidence pour les mollusques.....	124
Table 5.1	Observation avec planche Manta: la proportion de chaque type d'habitat enregistrée dans les eaux adjacentes aux parcs nationaux, en kilomètres et en pourcentages de la côte de l'aire protégée.....	132
Table 5.2	Zones explorées avec leur classement par ordre selon la richesse en espèces, genres et familles de poissons (non corrigé pour les différences dans l'intensité de l'échantillonnage).....	133
Table 5.3	Zones d'exploration classées par ordre selon la richesse en espèces et genres de mollusques.....	134
Table 5.4	Proportion d'espèces de poissons endémiques enregistrées par zone explorée	134
Table 5.5	Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des poissons.....	135
Table 5.6	Analyse de Complémentarité et richesse spécifique des mollusques.....	136
Table 5.7	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Mahale	143
Table 5.8	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de la Rusizi.....	144
Table 5.9	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques du Parc National de Nsumbu	145
Table 5.10	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes au Parc National de Gombe.....	146
Table 5.11	Situation actuelle et viabilité des zones aquatiques adjacentes à Pemba, Luhanga et Bangwe.....	147
Table 6.1	Les valeurs de la biodiversité et les partenaires: quelques exemples du lac Tanganyika.....	157
Table 8.1	Espèces observées seulement par l'inventaire visuel stationnaire (SVC).....	184
Table 8.2	Espèces observées seulement par l'inventaire visuel rapide (RVC).....	185
Table 8.3	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel stationnaire (SVC) pour les poissons.....	186
Table 8.4	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - l'inventaire visuel rapide (RVC) pour les poissons.....	187
Table 8.5	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum – evaluation des filets maillants pour les poissons...	188

Table 8.6	Les paramètres des modèles asymptotiques ajustés pour calculer la dimension de l'échantillon minimum - explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects. ....	189
Table 8.7	Listes d'espèces de poissons par pays, de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un pays en gras) .....	190
Table 8.8	Listes complètes d'espèces de poissons par parc, prises de la base de données de littérature (espèces exclusivité à un parc en gras).....	199

## LIST OF FIGURES

Figure 1.1	Diagramme de Venn illustrant les relations entre ESBIO, les autres études spéciales et les autres composantes principales du PBLT .....	5
Figure 2.1	Carte avec la localisation de tous les sites d'exploration de ESBIO .....	9
Figure 2.2	Classification des principaux habitats basée sur les substrats. 'Roc' inclut les gros blocs de roche, la roche mère, et les pavés. 'San' inclut tous les gradients de substrats mous depuis la vase jusqu'au graver fin. ....	23
Figure 2.3	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons du Burundi R D du Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter la différence entre les échelles sur l'axe des y pour les échantillons du Burundi et du Congo. ....	29
Figure 2.4	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. ...	30
Figure 2.5	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Zambie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. ...	31
Figure 2.7	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons du Burundi. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués.....	33
Figure 2.8	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la R D Congo et e la Zambie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour R D Congo et la Zambie. ....	34
Figure 2.9	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour Mahale et Kigoma. Ceci est fait pour la clarté de la présentation. ....	35
Figure 2.10	Tracé en nuage de temps de pose contre le nombre d'espèces et d'individus capturés dans des filets maillants posés la nuit dans le Parc National de Mahale, basé sur 21 poses. ....	38
Figure 2.11	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux du Burundi et de la R.D. Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.	40
Figure 2.12	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans le Parc national de Mahale, Tanzanie Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.	41
Figure 2.13	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux zambiennes. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués. Noter que l'axe des Y pour l'échantillon de la Lufubu est à une échelle différente du reste (0-110 espèces au lieu de 0-90) .....	42
Figure 2.14	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée le long de transects au Burundi (Gitaza) et en R D du Congo (tous les autres sites). Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. ....	47
Figure 2.15	Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée dans la zone littorale du parc national de Mahale. Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. L'axe des Y pour l'échantillon de substrats sablonneux et lits de coquilles à plus de 20 m a été tracé à une échelle différente pour plus de clarté. ....	48
Figure 2.16	Comparaison entre les courbes d'espèces cumulées observées (basés sur 100 prises des données au hasard, avec les déviations standards) et les courbes calculées de Coleman ou de « placement au hasard »'. ....	51

Figure 2.17	Les dix espèces les plus abondantes représentées dans les échantillons de captures aux filets maillants de jour et de nuit à Rusizi .....	54
Figure 2.18	Les dix espèces les plus abondantes dans les explorations avec filets maillants et SVC, au Parc National de Mahale Mountains .....	56
Figure 3.1	Carte indiquant les sites d'exploration conduites sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature) .....	67
Figure 3.2	Carte indiquant les sites d'exploration avec les filets maillants sur le lac Tanganyika (source : Base de données de littérature) .....	68
Figure 3.3	Carte indiquant les sites d'exploration avec des seines de plage sur le lac Tanganyika (source: Base de données de littérature) .....	69
Figure 3.4	Carte indiquant les sites d'exploration en plongée sous lacustre sur le lac Tanganyika (source: base de données de littérature).....	70
Figure 3.5	Carte indiquant la localisation des espèces de poissons qui n'ont pas été enregistrées dans les eaux adjacentes aux quatre parcs nationaux sur le lac Tanganyika. ....	84
Figure 4.1	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans le nord du lac.....	93
Figure 4.2	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans la région de Mahale.....	93
Figure 4.3	Carte des sites d'échantillonnage de ES BIO dans le sud du lac. ....	94
Figure 4.4	Exemple de carte de terrain d'une exploration manta des habitats le long d'un tronçon de la côte zambienne dans le parc national de Nsumbu. ....	95
Figure 4.5	Résultats d'un profil de plongée, pris de l'exploration à Gombe.....	96
Figure 4.6	Les principes théoriques derrière les estimateurs basés sur la couverture de la richesse spécifique. Les segments ombragés représentent les espèces échantillonnées, qui représenteront seulement une partie du nombre total des espèces présentes. La somme de ces segments est la couverture (pris de Colwell, 1997).....	99
Figure 4.7	Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (carte A et B).....	104
Figure 4.8	Catégories des substrats de la zone littorale à partir des avec la planche Manta dans le P N de Mahale (cartes C et D).....	105
Figure 4.9	Sensibilité des indices de diversité à la taille de l'échantillon, basée sur 100 prises au hasard de l'ordre des échantillons. ....	113
Figure 4.10	Relations entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnage avec par SVC et les estimations de $S_{max}$ : (a) Mahale et (b) République Démocratique du Congo .....	119
Figure 4.11	Relation entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnages avec filets maillants et les estimations de $S_{max}$ : (a) Rusizi and (b) Uvira et Lufubu/Chisala.....	121
Figure 4.12	Relation entre le nombre de répétitions d'événements d'échantillonnage par RVC et les estimations de $S_{max}$ .....	123
Figure 4.13	Sensibilité des estimateurs de la richesse spécifique la taille de l'échantillon. Les exemples illustrés viennent des explorations de mollusques au PN de Mahale. Les symboles tracés indiquent les courbes d'espèces observées cumulées et les déviations standards (basés sur 100 prises au hasard pour l'ordre des échantillons).....	125
Figure 6.1	Modèles conceptuels des liens entre la biodiversité et les fonctions de l'écosystème proposés dans la littérature (d'après Schwartz et al, 2000) .....	159
Figure 6.2	Trois modèles de stratégies de conservation. Les hexagones indiquent les stratégies possibles d'intervention, alors que les rectangles indiquent les conditions au site d'intervention (de Salafsky et Wollenberg, 2000).....	161



# 1 INTRODUCTION

## 1.1 Le lac Tanganyika et sa biodiversité

Alors que la plupart des lacs modernes ont été formés par glaciation au cours des 12 000 dernières années et ont connu une histoire marquée par de fréquentes fluctuations dans la chimie des eaux et/ou de dessiccation (Wetzel 1983), les lacs des Rift africains vivent géologiquement depuis une longue période. Remontant à environ 12 millions d'années (Cohen et al 1993), le lac Tanganyika est le plus vieux des lacs de Rift africains et, derrière le lac Baïkal en Russie, il est le deuxième lac du monde pour ce qui est de l'âge et de la profondeur. Quatre pays sont attachés aux 1 838 km du périmètre du lac Tanganyika: le Burundi (contrôlant 9% de la côte); la République Démocratique du Congo (administrant 43% de la côte); la Tanzanie (régissant 36% de la côte), et la Zambie (revendiquant 12% de la côte) (chiffres de Hanek et al 1993). Le lac Tanganyika draine un bassin versant d'environ 220 000 km<sup>2</sup>. Il est alimenté par de nombreux petits et deux affluents majeurs: la Rusizi qui draine le lac Kivu situé au Nord, et la Malagarazi, qui draine l'Ouest de la Tanzanie situé au Sud du bassin du lac Victoria. Un seul effluent, la rivière Lukuga, draine le lac Tanganyika.

Cet écosystème ancien et presque fermé renferme une faune remarquable. Alors que tous les Grands Lacs africains hébergent l'ensemble d'espèces proches<sup>1</sup> connu mondialement que sont les poissons cichlidés, le lac Tanganyika, en plus de son ensemble d'espèces proches dans les poissons Cichlidés (plus de 250 espèces), héberge aussi des ensembles d'espèces proches parmi les poissons non cichlidés (plus de 145 espèces) et les invertébrés<sup>2</sup>, incluant les gastéropodes (plus de 60 espèces), les bivalves (plus de 15 espèces), les ostracodes (plus de 84 espèces), les décapodes (plus de 15 espèces), les copépodes (plus de 69 espèces), les lèches (plus de 20 espèces), et les éponges (plus de 9 espèces) parmi d'autres (Coulter, 1994). Le lac Tanganyika, avec plus de 1 300 espèces de végétaux et d'animaux est l'un des écosystèmes d'eau douce les plus riches du monde. Plus de 600 parmi ces espèces sont endémiques (uniques) au bassin du lac Tanganyika et, dans beaucoup de cas, ces taxa représentent aussi des genres endémiques et quelques fois des familles endémiques. Avec son grand nombre d'espèces, incluant des espèces, genres et familles endémiques, il est clair que le lac apporte une grande contribution à la biodiversité mondiale.

On pourrait s'attendre à ce que de nombreuses espèces qui coexistent sur une longue période dans un environnement presque clos illustrent des schémas d'évolution et de comportements intéressants. Il en est ainsi, avec: des espèces qui sont morphologiquement similaires mais génétiquement distincts, des espèces qui sont génétiquement similaires mais morphologiquement distincts, des espèces qui sont une armure évolutive robuste en réponse à la prédation, des espèces qui ont vu une diversification dans la morphologie des mâchoires de manière à exploiter toute niche écologique disponible, et des espèces qui ont adopté des stratégies complexes de comportement reproductif et de soins parentaux, incluant l'aménagement de nids, l'incubation buccale et le parasitisme reproductif (voir Coulter (1991) pour une revue de ces sujets et d'autres). Avec ses nombreuses espèces présentant des schémas et des comportements complexes et dérivés, le lac Tanganyika est un laboratoire naturel pour la recherche sur les questions d'écologie, de comportement et d'évolution.

Alors que l'ensemble d'espèces proches de Cichlidés du lac Tanganyika sont connus mondialement, trois espèces non Cichlidés ont suscité encore plus d'intérêt humain. Deux espèces de Clupéides (sardines) and *Lates stappersi* dominent la biomasse et constituent la cible des pêcheries artisanales et industrielles lacustres. Les espèces de sardines, comme leurs parentes marines, sont petites, nombreuses, de vie courte vie et très fécondes. *Lates stappersi* est un grand prédateur. La récolte annuelle de tous ces poissons pour l'ensemble du lac a été estimée à 165 000 – 200 000 tonnes, volumes qui sont convertis en revenus de

<sup>1</sup> Les ensembles d'espèces proches sont des groupes d'organismes très apparentés, qui sont endémiques à une zone précise et présentent une grande richesse spécifique comparée aux autres apparitions de ce groupe ailleurs.

<sup>2</sup> Ces nombres d'espèces d'invertébrés sont sous estimés de manière significative, comme ces groupes en général ont fait l'objet de peu d'attention des taxonomistes et, en plus, la plus grande partie de la côte du lac Tanganyika n'a pas encore été suffisamment explorée. Néanmoins, il est clair que les invertébrés dans d'autres lacs n'approchent pas les mêmes niveaux de diversités.

dizaines de millions de dollars (Reynolds 1999), ce qui en fait une partie importante de l'écosystème et de l'économie.

En plus d'être un réservoir mondial de biodiversité, le lac Tanganyika joue un rôle important dans les économies des pays riverains. Le lac Tanganyika est une source d'eau douce pour la consommation et pour d'autres usages. Le poisson constitue une importante source de protéines pour l'alimentation locale et l'industrie de la pêche, comprenant la récolte, le traitement et la commercialisation. Les emplois en relation avec la pêche sont une source de revenus et de travail pour plus d'un million de personnes. Le transport est une autre industrie de taille sur le lac, qui sert d'autoroute reliant les personnes et les marchandises dans et entre les pays riverains.

Malgré son importance dans la biodiversité mondiale et dans les économies de la région, le lac Tanganyika est menacé par plusieurs environnements potentiellement désastreux. Ceux-ci comprennent: la pollution entraînée par les effluents industriels et domestiques, la pollution due à la sédimentation résultant de la déforestation, et la surpêche ou la pêche avec des engins inappropriés ou des outils destructeurs. Des sujets de préoccupations à propos de l'avenir du lac Tanganyika sont sortis de la Première Conférence Internationale sur la Conservation et la Biodiversité du lac Tanganyika à Bujumbura en 1991, où des scientifiques régionaux et internationaux s'étaient réunis pour discuter des richesses du lac Tanganyika et des menaces croissantes contre lui (Cohen, 1991). Finalement, ces efforts ont résulté dans l'initiative du Fond pour l'Environnement Mondial (FEM ou GEF) pour la « protection de la biodiversité » à travers une approche coordonnée pour la gestion durable du lac Tanganyika". Le Projet sur la Biodiversité du Lac Tanganyika était financé par le Fond des Nations Unies pour le Développement (PNUD), exécuté par le Bureau des Nations Unies pour les Services aux Projets (UNOPS), et mis en œuvre par un consortium basé au Royaume Uni consistant dans le « Natural Resources Institute (NRI) », le « Marine Resources Assessment Group (MRAG) », et la « Institute of Freshwater Ecology (IFE) ».

## **1.2 La Convention sur la Diversité Biologique et sa mise en œuvre sur le lac Tanganyika**

### **1.2.1 La Convention sur la Diversité Biologique**

La Convention sur la Diversité Biologique (CBD) était l'un des résultats de la Conférence de NU de 1992 sur l'Environnement et le Développement à Rio de Janeiro (PNUD, 1994). La CDB ou "Convention" est un engagement des nations du monde à conserver la diversité biologique. Plus de 200 pays ont signé la Convention, incluant le Burundi, la République démocratique du Congo, la Tanzanie, la Zambie et le Royaume Uni. Tous les signataires reconnaissent que la biodiversité et les ressources biologiques devraient être conservées pour des raisons d'éthique, de profit économique, et, à long terme, la survie de l'humanité. Les objectifs de la CDB sont:

- La Conservation de la Diversité Biologique
- L'utilisation durable de ses composantes
- Le partage juste et équitable des bénéfices découlant de l'utilisation des ressources génétiques.

La Convention a agréé la définition suivante de la "biodiversité", qui est la définition large par l'Etude Spéciale Biodiversité et le Projet pour la Biodiversité du Lac Tanganyika:

"Diversité Biologique" signifie la variabilité parmi les organismes vivants de toutes les sources, incluant, *inter alia*, terrestres, marines, et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie: ceci inclue la diversité au sein des espèces, entre les espèces et des écosystèmes "

(Article 2, Convention sur la Diversité Biologique, PNUD, 1994)

La Convention reconnaît une très large gamme de sujet de préoccupation liées à la perte de la biodiversité, et fournit la politique et le cadre légal pour les initiatives nationales et

internationales pour conserver les ressources naturelles du monde. Glowka *et al.* (1994) donnent une revue détaillée des articles de la Convention, et Allison (1998) revoit leur pertinence pour la PBLT.

### **1.2.2 Le Fond Mondial pour l'Environnement**

Le Fond Mondial pour l'Environnement est un mécanisme financier et un instrument politique conçu spécifiquement pour assister les pays en développement pour remplir leurs obligations en tant que signataires des accords internationaux sur l'environnement. Spécifiquement, le FEM fournit des subventions pour aborder les problèmes environnementaux qui transcendent les frontières internationales dans quatre domaines: le changement climatique au niveau mondial, la pollution et la surexploitation des eaux internationales, la destruction de la diversité biologique, et la réduction de la couche d'ozone. Il financera aussi les activités associées avec la prévention ou l'inversion de la dégradation des terres, dans la mesure où ceci a un impact sur un des quatre domaines focaux.

Les financements et les programmes du FEM sont administrés à la fois par le Programme des NU pour l'Environnement et le Programme des NU pour le Développement, assurant ainsi qu'à la fois les questions d'environnement et de développement sont représentées dans ses programmes et projets. Les financements viennent de la Banque Mondiale, qui est aussi impliqué dans l'administration du programme (par exemple, le programme FEM sur le lac Malawi/Niassa GEF programme était mis en œuvre à travers la banque Mondiale).

Le FEM a un nombre de domaines focaux, au sein desquels sont es programmes opérationnels qui spécifient les objectifs en relation avec les domaines identifiés comme prioritaires pour la gestion de l'environnement. Le Projet pour la Biodiversité d Lac Tanganyika étaient financé sous le programme « Eaux Internationales », bien qu'il avait des liens clairs avec le programme « Diversité Biologique ». Les deux programmes opérationnels dans le cadre desquels ces domaines focaux sont les plus en rapport sont « la Biodiversité des Ecosystèmes Costaux, marins et d'Eaux douces » et « le programme basé sur les unités aquatiques ». Un nouveau domaine focal sur « L'Interface Terre-Eau » est aussi approprié.

En formulant nos contributions pour le projet, nous avons travaillé en respectant aussi consciencieusement que possible stratégies opérationnelles spécifiées par le FEM (voir Allison, 1998).

### **1.3 Les buts du projet PBLT et l'Etude Spéciale Biodiversité**

Les buts du projet PBLT étaient initialement spécifiés dans le document du projet PBLT et les Rapports de Démarrage (PBLT, 1995, 1996). Ces buts ont été modifiés au fur et à mesure que les stratégies opérationnelles du FEM ont changé (Hodgson, 1997). Les buts et les objectifs indiqués ici sont repris du Rapport d'Evaluation de Performance du Projet en 1997 (PBLT, 1997)

#### **1.3.1 But et objet du Projet**

« Le but du projet est la protection de la biodiversité du lac Tanganyika. Celui-ci sera atteint via l'objet du projet, qui consiste à créer une approche coordonnée pour la gestion durable du lac Tanganyika. Ceci à son tour sera réalisé en augmentant les capacités institutionnelles dans les pays riverains à suivre et à gérer les menaces pour le lac ».

On devrait noter que l'objet du projet est énoncé en terme de **processus**, plutôt que de **résultats**: « pour créer une approche coordonnée ... en augmentant la capacité institutionnelle ». Les scientifiques sont généralement peu à l'aise avec la notion de « processus » et tendent à se focaliser sur la production de résultats par le moyen le plus efficace possible (Shumway, 1999). Dans le travail de développement, il est reconnu que ses résultats sont liés très étroitement avec les processus – en d'autres termes, quand vous visez le plus long terme, les buts de plus grande envergure dépendent autant de *comment* vous vous acheminez vers ces buts que *ce que* vous avez produit (Cornwall, 1993; Mosse et al., 1998).

Ce rapport se concentre principalement sur les résultats – l'analyse des données sur les distributions de la biodiversité pour informer la gestion du lac. L'équipe ESBIO, cependant, a eu conscience de l'importance du processus, ainsi nous avons inclus une documentation sur la raison de notre approche, et nous sommes basés sur notre expérience en développant et en mettant en œuvre cette approche (voir Chapitre 2 et 6).

### 1.3.2 Les Objectifs du PBLT

Le PBLT a six objectifs immédiats (PBLT, 1997):

- Etablir un programme régional de gestion à long terme pour le contrôle de la pollution, la conservation et la maintenance de la biodiversité dans le lac Tanganyika
- Formuler un cadre légal régional pour une gestion conjointe de l'environnement du lac.
- Etablir un programme d'éducation environnementale et de formation pour le lac Tanganyika et son bassin.
- Etablir des mécanismes éprouvés pour une coordination régionale dans la gestion conservatoire du bassin du lac Tanganyika.
- En vue de produire un Plan Stratégique complet pour utilisation à long terme, quelques études spécifiques doivent être entreprises. Ces études spéciales devront aussi compléter la compréhension du lac comme un tout, et dans certains cas, fournir la base de départ et le cadre pour des programmes de recherche et de suivi à long terme.
- La mise en œuvre et la durabilité du Plan d'Action Stratégique pour le lac Tanganyika et les propositions pour une gestion environnementale intégrée.

### 1.3.3 Les Etudes Spéciales

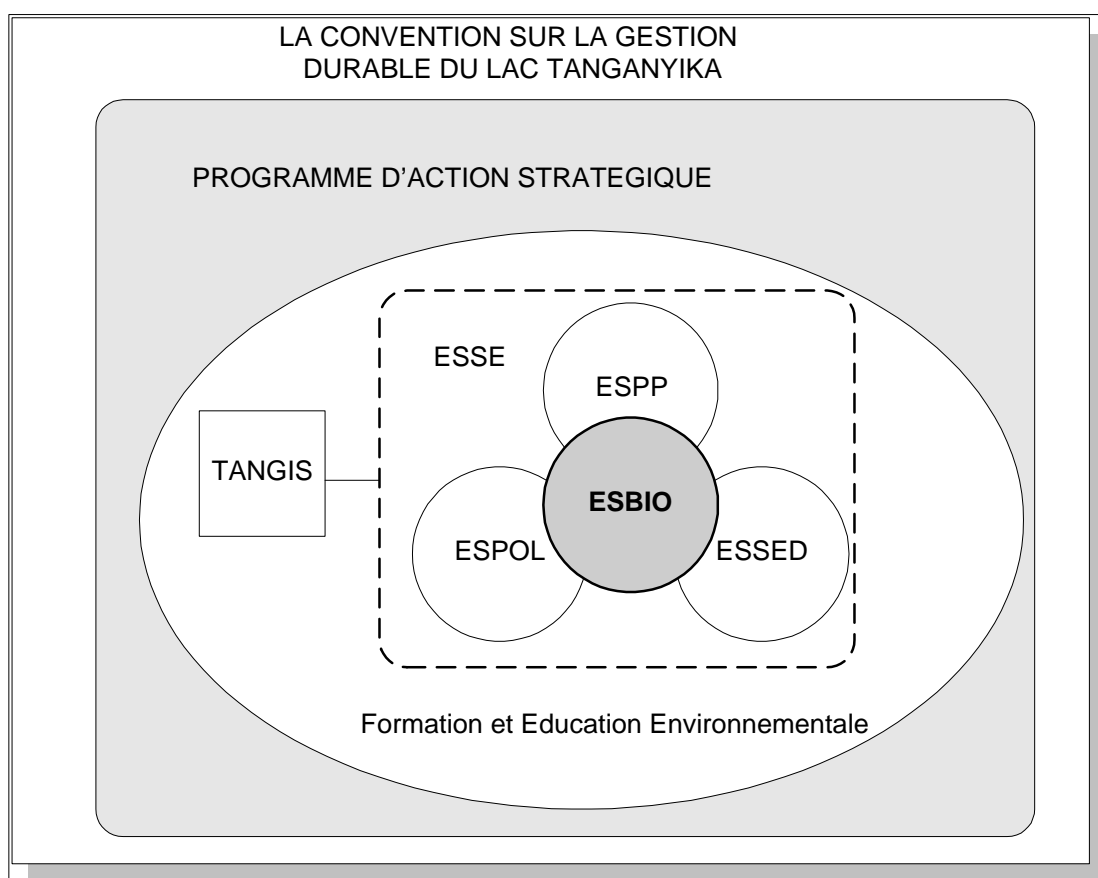
L'objectif 5 du projet PBLT (Section 1.3.2) identifie le besoin pour les études spéciales et d'augmenter la compréhension du lac et de fournir une base de départ et un cadre pour des activités de recherche et de suivi à long terme. Le tableau suivant rassemble les principaux objectifs ou buts de chacune des études spéciales.

**Table 1.1 Etudes Spéciales et leurs principaux buts**

<b>Etude Spéciale</b>	<b>Buts</b>
ESBIO	<p><i>Quatre objectifs clés:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• revoir les niveaux actuels de la biodiversité dans le lac Tanganyika;</li> <li>• Identifier la distribution des principaux types d'habitats, avec une concentration particulière sur les aires protégées existantes ou suggérées;</li> <li>• suggérer les zones prioritaires pour la conservation, se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations issues d'autres études spéciales (ES) et complétées par un travail d'exploration supplémentaire là où c'est nécessaire; et,</li> <li>• développer un programme d'exploration de long terme.</li> </ul>
ESPP	<p><i>Deux buts principaux:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• comprendre l'impact potentiel des différentes pratiques de pêche adoptées dans la zone littorale sur la biodiversité des poissons et</li> <li>• comprendre l'importance des ces pratiques de pêche artisanale pour les communautés riveraines</li> </ul>
ESPOL	<p><i>Objectif principal:</i> Identifier les principales sources de pollution, pour déterminer où et comment une telle pollution affecte négativement la biodiversité, et établir un programme de suivi pour la pollution du lac.</p>
ESSED	<p><i>But</i> Comprendre les liens existants entre les acteurs du bassin versant qui affectent l'érosion (précipitations, végétation, pente, soli, etc.), pour comprendre comment et en quelles quantités ces matériaux d'érosion sont transportés jusqu'au lac et tenter de comprendre leur impact sur l'écosystème lacustre.</p>
ESSE	<p><i>Principales tâches:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• fournir une compréhension des stratégies actuelles pour gagner la vie et des pratiques SE autour du lac et son bassin versant, et ,</li> <li>• suggérer les voies selon lesquelles des stratégies alternatives pour gagner la vie peuvent être introduites pendant que des changements dans les pratiques actuelles, qui peuvent être préjudiciables à la biodiversité, peuvent être encouragées.</li> </ul>

Nous avons utilisé un diagramme de Venn (Figure 1.1) pour illustrer les relations entre l'étude sur la biodiversité et chacune des autres études spéciales et, à leur tour les relations entre les études et les autres composantes principales de tout le projet, c'est-à-dire la formation, le programme d'action stratégique et la convention.

Comme cela peut être déduit du diagramme, toutes les activités du projet sont conçues dans le but général d'informer le Programme d'Action Stratégique (PAS) pour la gestion du lac Tanganyika. Et puis à son tour, la convention donne l'autorité finale pour le PAS d'être géré et mis en œuvre. ESBIO est responsable du développement de méthodes appropriées de terrain pour l'évaluation des impacts sur la biodiversité du lac Tanganyika. Ces méthodes peuvent alors être appliquées en collaboration avec d'autres études spéciales dans l'évaluation de l'impact de la pollution, de la sédimentation et des pratiques de pêches sur la biodiversité. Une revue de l'état actuel de la biodiversité dans le lac (Allison *et al.*, 1996; Patterson and Makin, 1998) a informé et guidé le programme de terrain et le développement d'activités futures.



**Figure 1.1** Diagramme de Venn illustrant les relations entre ESBIO, les autres études spéciales et les autres composantes principales du PBLT

#### 1.4 Buts et Objectifs de ESBIO

Le but principal de ESBIO est de soutenir le développement d'un plan d'action stratégique (PAS) pour gérer le lac Tanganyika. Le but du plan d'action stratégique est "de fournir une direction régionale du lac Tanganyika pour permettre une gestion durable de la biodiversité et des moyens de vie des générations présentes et futures des communautés riveraines du lac".

Les objectifs spécifiques du PAS dont cette étude s'occupe plus directement sont:

- “Définir et établir une priorité pour les actions de gestions requises pour conserver la biodiversité du lac Tanganyika”
- “Permettre au Comité pour la Gestion du Lac Tanganyika de servir de guide pour la communauté internationale sur les besoins la région du lac Tanganyika dans le domaine de la conservation de la biodiversité et de l'utilisation durable des ressources”.

Pour atteindre ces buts, ESBIO a quatre objectifs clés:

- Revoir les niveaux actuels de la biodiversité dans le lac Tanganyika;
- Identifier la distribution des principaux types d'habitats, avec une concentration particulière sur les aires protégées existantes ou suggérées;
- Suggérer les zones prioritaires pour la conservation, se basant sur les connaissances actuelles et les recommandations issues d'autres études spéciales (ES) et complétées par un travail d'exploration supplémentaire là où c'est nécessaire; et,
- Développer un programme d'exploration de long terme.

Idéalement, les objectifs 1, 3 et 4 auraient dus être réalisés en consultation étroite avec les autres équipes d'études spéciales (ES), mais le niveau d'intégration désiré était difficile à réaliser dans la pratique. L'objectif 3 en particulier est peu être mieux vu comme une activité inter-sectorielle. Les recommandations de ce rapport sont ainsi formulées largement en terme de critères pour la biodiversité dans l'établissement des priorités de conservation. Il a été tenu compte de ces critères lors du processus qui à conduit au Programme d'Action Stratégique, ensemble avec des informations sur les menaces et la faisabilité de la conservation fournies par d'autres études spéciales.

Ce rapport technique fournit les résultats des activités de recherche qui ont été conduites pour réaliser ces objectifs. Nous présentons une analyse sommaire des connaissances actuelles en rapport la biodiversité requises pour la conservation basés sur une analyse sur l'information secondaire disponible (Chapitre 3), et les résultats des explorations conduites par l'équipe ESBIO de 1997-1999 (Chapitre 4). Ces données sont utilisées pour fournir une meilleure base pour la prise de décision en matière de conservation (Chapitre 5). Nous revoyons les concepts et les processus qui ont conduit au choix de la méthodologie, et valident cette méthodologie (Chapitre 2). Nous concluons avec un sommaire de recommandations pour des approches de conservation, actions de gestion, suivi, et priorités de recherche (Chapitre 6).

## **2 DEVELOPPER UNE STRATEGIE POUR L'EVALUATION DE LA BIODIVERSITE DU LAC TANGANYIKA**

Les buts de ce chapitre consistent à fournir une revue de la raison et l'analyse qui a guidé notre choix de la méthodologie, pour évaluer les sources de préjugés et d'erreur dans les méthodes d'échantillonnage choisies; et pour fournir une évaluation des méthodes adoptées. Le résultat de ce processus sont les données pour la revue pour information et les programmes d'exploration analysés dans les Chapitres 3 et 4. Ces analyses, à leur tour, sont utilisées pour informer les options pour une gestion conservatoire (Chapitre 5).

### **2.1 Evaluer la Biodiversité**

La science de l'évaluation de la biodiversité est nouvelle. Le terme « biodiversité » n'était pas encore d'usage courant avant la fin des années 1980 (Wilson, 1989). A ce jour, la plupart des évaluations de la biodiversité dans une perspective de conservation et de gestion de ressources ont eu lieu sur des écosystèmes terrestres. Malgré une expérience en cours d'accumulation, les procédures pour l'évaluation de la biodiversité dans des forêts, dans des prairies, etc., sont loin d'être standardisées, et varient en fonction des objectifs du travail, de expertise et des ressources disponibles, et de la philosophie et de l'approche des équipes conduisant les explorations (Jermy et al., 1995; Purvis and Hector, 2000). Les biologistes terrestres ont ainsi une large gamme de techniques et d'approches parmi lesquelles choisir. Ces techniques ont été évaluées et testées au cours de la dernière décade. Dans les systèmes aquatiques, il y a beaucoup moins d'expériences d'exploration pour une évaluation de la biodiversité dans un but de conservation. Les sciences d'écologie marine et de limnologie fournissent un ensemble de procédures standardisées pour l'échantillonnage et l'analyse, mais ont rarement été développées dans la perspective de l'évaluation de la biodiversité. Quand on considère les environnements uniques des Grands Lacs africains, il y a peu d'expérience antérieure sur l'évaluation de la biodiversité. Le PBLT et le projet sur la Biodiversité du lac Malawi, tous des projets du FEM avec un but de produire des Plans de Gestions de lac, sont les premiers programmes de grande échelle à requérir des évaluations de la biodiversité dans ce type d'environnement.

La plupart des travaux antérieurs sur les biocénoses du lac Tanganyika se répartissent sur cinq catégories principales: la biologie des pêches, la limno-biologie, la taxonomie et la systématique de bases, la biologie de l'évolution, et l'écologie comportementale et descriptive; Le livre classique de Coulter (1991) intègre toutes ces cinq catégories. Il y a quelques travaux récents sur une discussion de mesures appropriées de conservation pour le lac Tanganyika (Coulter and Mubamba, 1993; Pendleton and Van Breda, 1994; Cohen, 1994; Coulter, 1999), mais ce travail, qui est explicitement concerné par la mise en évidence de questions de conservation, n'a pas été en mesure d'étayer les diverses déclarations avec des séries de données standardisées et comparables.

L'évaluation de la biodiversité se base sur les traditions professionnelles et académiques de toutes ces sciences, mais aussi ajoute des éléments issus de l'écologie quantitative appliquées et la biologie de conservation. Une littérature récente sur l'évaluation de l'adéquation de l'effort de l'échantillonnage, les moyens de synthétiser les données de la biodiversité pour des analyses comparatives, et l'utilisation de l'analyse complémentaire pour la planification et création des réserves, est particulièrement indiquée (revue dans Coddington and Colwell, 1994; Margules and Pressey, 2000 and Southwood and Henderson, 2000; Chapitre 13).

### **2.2 Déterminer les besoins en information: une approche par objectifs**

A partir des objectifs de ESBIO, nous avons identifié certaines questions clés qui demandaient l'analyse des données existantes, et la récolte de nouvelles données:

- Comment est-ce que la biodiversité est distribuée dans le lac?
- Y a-t-il une preuve d'un changement dans la distribution de la biodiversité dans le passé récent (p. ex. les 50 dernières années), probablement associé avec des perturbations anthropiques de l'environnement lacustre?
- Si la biodiversité devait être protégée, quelle zone protégeriez-vous?

En développant une méthodologie pour l'évaluation de biodiversité, une question fondamentale est combien devez-vous connaître à propos de la biodiversité afin d'être en mesure de la gérer ou de la conserver efficacement? Pour aborder ces questions, nous avons été guidé par deux observations:

*1. La biodiversité dans le lac Tanganyika est de plus en plus menacée.*

Il est admis que les menaces à la biodiversité vont croissant (Cohen, 1991; Cohen *et al.*, 1996; Coulter and Mubamba, 1993; Coulter, 1999), ceci est une justification suffisante pour une action de conservation. Nous connaissons le sens du changement, et il y a un consensus que celui-ci n'est pas favorable. Le problème consiste alors à trouver un moyen pour inverser ce changement. S'occuper des causes d'extinction et de dégradation de ressources est plus important que de décrire le processus précisément. Idéalement, une bonne compréhension scientifique de la nature et du taux des changements soutient une intervention claire et efficace, mais trop souvent, l'effort requis pour fournir cette compréhension retarde l'action jusqu'à ce qu'il soit trop tard.

*2. Une information est requise pour aider à choisir à partir d'un ensemble de réponses possibles aux menaces à la biodiversité.*

Une information suffisante doit être disponible pour choisir une ligne d'action adéquate pour la conservation si les ressources être dispersées à aborder des problèmes de faible priorité. Les actions de conservation doivent aborder trois questions principales:

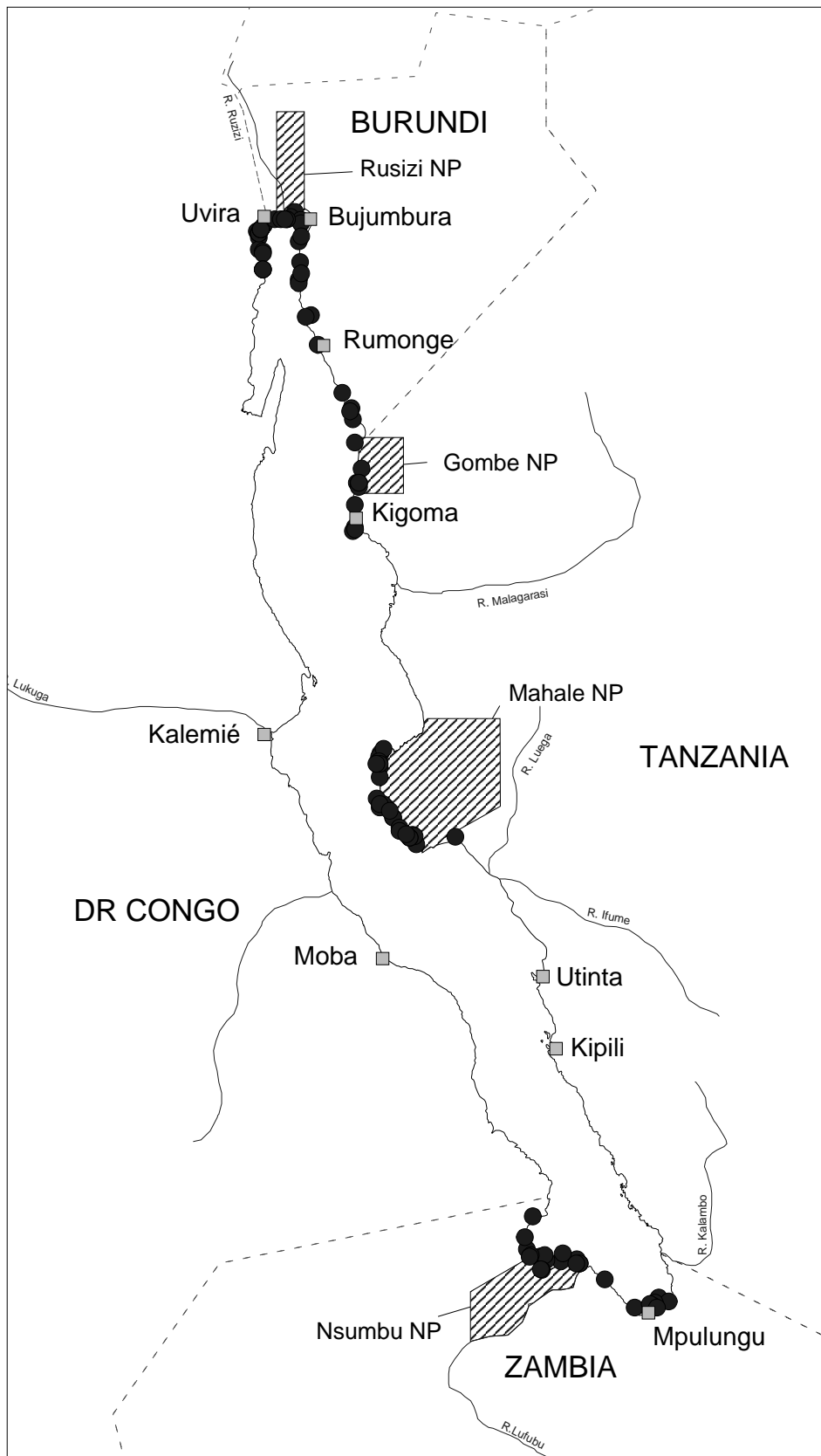
- Quelles sont les zones, les habitats ou les espèces les plus importants ou de plus grande valeur à conserver?
- Quelles sont les zones, les habitats ou les espèces les plus menacés?
- Quelles actions de conservation sont les plus facilement réalisables et ont le moins d'impact négatif sur le développement?

L'Analyse Diagnostique Transfrontalière effectuée en 1998 et 2000 (PBLT, 1998; 2000) a cherché à établir une priorité parmi les actions de conservation sur la base de ces trois larges critères.

ESBIO aborde principalement la première des questions orientées vers la conservation: quelles zones, habitats ou espèces ont la plus grande valeur en terme de conservation? Les études spéciales sur la pollution, les pratiques de pêche et les sédiments ont identifié la nature et le degré des menaces à la biodiversité du lac. Les études spéciales socio-économiques et sur l'éducation environnementale ont abordé les mécanismes et (au moins qualitativement) les coûts sociaux et économiques et la faisabilité de l'action d'atténuation et de conservation. Ensemble, ces études ont informé le PAS.

Avec ces observations ci-dessus à l'esprit, la stratégie de ESBIO a été de combiner l'analyse de l'information existante sur la distribution de la biodiversité dans le lac Tanganyika avec les explorations des zones identifiées comme étant potentiellement candidates à la conservation. Ce sont essentiellement des zones où l'action de conservation est serait la moins coûteuse au point de vue social et économique, et où les structures institutionnelles et administratives sont déjà en place pour faciliter les activités de conservation. Les zones qui remplissent le mieux ces critères sont celles qui sont situées dans, ou sont adjacentes, des parcs nationaux terrestres existants – le delta de la Rusizi au Burundi, Gombe Stream et Mahale Mountains en Tanzanie, le Parc National de Nsumbu en Zambie. Les activités d'exploration furent donc concentrées sur ces zones, avec un travail supplémentaire sur des zones connues pour être menacées, comme la proximité des principaux établissements humains sur le lac - Bujumbura, Kigoma, Mpulungu et Uvira. Les zones explorées sont indiquées à la Figure 2.1.





**Figure 2.1** Carte avec la localisation de tous les sites d'exploration de ES BIO.

## 2.3 Revue de l'information et organisation

La première partie de tout programme sur la biodiversité est une revue de l'information existante: sa qualité, sa disponibilité et son adéquation à la conservation. Des réponses sont requises pour les questions de base les plus importantes à propos la biodiversité des lacs:

- Quelles sont les zones avec la plus grande biodiversité?
- Où se trouvent les principales barrières à la distribution des espèces, ou au flux des gènes entre les populations de différentes espèces?
- Quelles espèces sont associées à quels habitats?
- Quelles distributions ou abondances spécifiques ont changé à cause de la dégradation de l'environnement ou de l'usage non durable des ressources?

### 2.3.1 Revue de base et la « Base de données de littérature »

Une revue de base à partir de la littérature a été utilisée pour fournir un aperçu initial du type d'information disponible (publié et édité ultérieurement par Patterson and Makin, 1998). La revue de base a révélée que la plus grande partie de l'information disponible se trouve sous une forme d'observations dispersées, venant d'expéditions pour des collections exploratoires et des notes provenant du commerce de poissons d'aquarium. Il y avait peu de travaux d'exploration publiés qui se conformaient aux principes de base pour l'exploration écologique (par. ex. Sutherland, 1996). Ceci n'est un critique pour le travail antérieur – il était entrepris avec des objectifs différents à l'esprit – mais une indication que la plus grande partie de la littérature publiée peut seulement fournir des données sur la « présence » des espèces. L'absence peut seulement être déduite si un échantillonnage adéquat et comparable était entrepris par toutes les explorations. Sujet à des erreurs d'identification, le défaut pour certains auteurs d'identification des sites précis de récolte ou d'échantillonnage, et la distribution limitée de l'effort d'exploration, les données fournissent une carte de distribution d'espèces qui peut être analysée pour déduire les points chauds avec référence à des critères comme l'endémisme, la diversité de taxa de rang supérieur et la portée des limitations.

Il y a, toutefois, quelques séries de données qui ont été conçues spécifiquement pour évaluer la distribution et l'abondance relative des espèces (les composantes les plus courantes des indices de biodiversité) dans un but comparatif. Il y a une vaste base de données sur les pêcheries pélagique dans le lac (revue par le Projet FAO/FINNIDA Recherche sur le lac Tanganyika), une série de données historique sur les captures avec des filets maillants dans la baie de Nsumbu en Zambie (Coulter, 1991), des explorations sur l'impact des sédiments sur les ostracodes, mollusques et les poissons littoraux dans la partie septentrionale du lac (Cohen et al., 1993; Alin et al., 1999), et une série d'explorations de poissons, aussi dans la partie nord du lac (Ntakimazi, 1995, CRRHA<sup>3</sup>).

Il est devenu évident qu'une nécessaire analyse synthétique de cette information pourrait seulement être réalisée à travers la création d'une base de données relationnelle. La « base de données de littérature » (Pearce and Holden, 1999) a été conçue pour être suffisamment flexible pour inclure même la plus anecdotique des informations, mais pour fournir une structure suffisante pour permettre une analyse des espèces enregistrées par localité, les principaux groupements d'habitats, les associations trophiques, l'année et la méthode d'exploration. Les détails de la structure de la base de données sont données dans le document SOP<sup>4</sup> (Allison *et al* 2000), ensemble avec les procédures pour sa gestion et sa mise à jour dans la région. Elle était spécialement conçue pour être mise à jour et utilisée au delà de la vie du projet en cours, sans autre apport extérieur à la région à part la courtoisie habituelle (et l'obligation légale dans le cadre des Articles 17 et 18 de la Convention sur la Diversité Biologique) pour les scientifiques étrangers qui consiste à envoyer aux institutions des pays riverains les publications résultants des travaux effectués dans la région. Après une entrée de données initiale à Londres pour aider à développer la structure, les entrées de données ultérieures furent coordonnées Prof. G. Ntakimazi à Bujumbura, Burundi. Une analyse préliminaire de l'information collectée est donnée dans le Chapitre 3 de ce rapport.

<sup>3</sup> CRRHA – Centre Régional de Recherche en Hydrobiologie Appliquée

<sup>4</sup> Procédures Opérationnelles Standards pour ES BIO

Les procédures pour l'analyse, la mise à jour et la maintenance ont été développées, et sont détaillées dans le document SOP (Allison *et al.*, 2000). La base des données était pour ESBIO une activité ambitieuse à entreprendre en plus d'un programme de terrain régional, compte tenu de l'étendue de la tâche et des compétences techniques requises. Comme résultat, à la clôture de ESBIO, Professeur Ntakimazi au Burundi et MRAG à Londres entretiennent conjointement l'original de la base de données. La plus grande partie de la littérature en rapport avec elle est localisée à Bujumbura, tandis que le support technique pour l'analyse et le développement de la base de données est réalisé à partir de Londres. On espère que le besoin considérable de formation requis pour assurer que la base des données soit maintenue durablement dans la région sera une composante des phases futures du projet PBLT.

### **2.3.2 La base des données d'exploration**

Une deuxième base de données relationnelle programmée aussi dans Microsoft Access, a été confectionnée pour gérer les données d'explorations générées par l'étude spéciale ESBIO et les activités ultérieures de suivi (Jones, 1999). Les activités d'exploration et les procédures pour la base de données ont été conçues pour servir à des activités d'exploration continues, et être suffisamment flexibles pour permettre l'ajout de nouvelles méthodes pour d'autres groupes taxonomiques une fois que les connaissances de base de leur taxonomie et leur écologie seront suffisantes pour permettre leur inclusion.

Chaque équipe nationale était responsable de la mise à jour de la base des données avec des informations sur les explorations conduites dans leurs eaux nationales. La base des données offre la possibilité, pour chaque pays, d'envoyer des fichiers de données mises à jour régulièrement à un site central, où une copie originale d'une base de données régionale (l'ensemble du lac) sera entretenue. La base de données régionale mise à jour devrait ensuite être retournée à chacun des pays riverains. De plus amples détails sur la structure et les procédures de la base des données sont dans le SOP de ESBIO où les procédures pour la mise à jour à la fois des bases de nationales et d'un original régional qui ont été mis en œuvre sont aussi décrites.

Comme pour la base des données de littérature, les connaissances techniques ne sont pas suffisantes pour entretenir ce système dans la région. C'est ainsi qu'un arrangement similaire par lequel MRAG et Professeur Ntakimazi continuent à entretenir conjointement la base des données d'exploration a été établie. Les analyses présentées dans ce rapport sont basées sur les données contenues dans ces deux bases de données. Toutes ces bases de données sont liées au Système d'Information Géographique du PBLT, TANGIS (Mills *et al.*, 1999).

## **2.4 Analyse des capacités institutionnelles, coûts et faisabilité logistique de l'évaluation de la biodiversité**

La conservation est une activité de gestion. Les Institutions effectuent des activités de gestion. La nature et l'ampleur de toute activité en rapport avec la conservation sera, en partie, déterminé par la capacité institutionnelle. Une solide capacité institutionnelle pour la recherche en matière de conservation est plus utile si elle est associée à une capacité d'agir sur les recommandations de la recherche (Allison, 1998). Une évaluation des capacités institutionnelles est dès lors un pré-requis important pour développer une recherche sur la biodiversité, le suivi et le programme de gestion dans le PBLT.

Les Institutions peuvent être officielles – agences gouvernementales, organisations de recherche, universités, écoles, ONGs, etc. – ou peuvent être officieuses et traditionnelles – comités de ou coopératives d'usagers de ressources. Les Institutions peuvent aussi être décrites comme les « normes, références et pratiques » sociales qui définissent et ou déterminent les activités humaines (Ostrom, 1990). Les réseaux de traditions culturelles, religieuses, et sociales et les hiérarchies sont toutes des formes d'institutions humaines. Toutes pourraient servir de foyer pour un engagement dans des activités en rapport avec la conservation. Une pratique de conservation récente en Afrique sub-saharienne et ailleurs a été amenée à travailler avec des institutions « locales » ou « communautés » officieuses, spécialement dans la gestion de la faune sauvage, des forêts et des pêcheries (McNeely, 1995; Pinkerton and Weinstein, 1995; Western and Wright, 1994).

Les études spéciales techniques (Biodiversité, Pollution, Sédiments) ont, toutefois, concentré la plus grande partie de leurs activités sur des institutions officielles. C'est l'institution officielle qui a été engagée dans la recherche pour la gestion, et qui a été le centre pour la formation et les activités de création des capacités institutionnelles. Le FEM a été critiqué pour un penchant vers ces institutions (Edwards and Kumar, 1998). Dans le cadre du projet PBLT plus large, il y a eu la conscience sur la nécessité d'impliquer les communautés et les autres institutions officielles (Roland and Trudel, 1998). Ces types d'institutions ont été impliquées dans le projet, plus fréquemment dans la formation et la composante éducation environnementale, l'étude socio-economique et à un certain degré l'étude spéciale sur les pratiques de pêches.

Les capacités, les ressources et les besoins des institutions officielles ayant un rôle potentiel dans la recherche en matière de conservation et la gestion dans le bassin du lac Tanganyika ont été évalués en 1996 (Allison *et al*, 1996). L'évaluation a été conduite à travers des visites des laboratoires autour du lac et des bureaux des institutions gouvernementales impliquées dans la gestion de l'eau, de terres, des pêcheries, et des ressources de la vie sauvage et de l'environnement. Des institutions clés de recherche, incluant les Universités de Dar es Salaam et de Zambie, furent aussi visitées. Aussi bien dans l'obtention des profils du personnel professionnel et leur intérêt et aptitude à participer au projet, la visite a évalué les besoins en équipement, l'appui technique et la formation spécialisée. Cette évaluation a été utilisée pour déterminer une stratégie pour développer les capacités de recherche et de suivi requises comme une base pour une planification et une action de conservation améliorées.

Les capacités institutionnelles pour entreprendre des évaluations de la biodiversité étaient limitées. Ceci n'est pas surprenant – il n'y avait pas de mandat institutionnel antérieur pour entreprendre ce type de travail. Une des fonctions principales du PBLT était de canaliser les questions en rapport avec la biodiversité dans le mandat des départements gouvernementaux concernés, en vue d'assister les pays riverains à remplir leurs obligations en tant que signataires de la Convention sur la Diversité Biologique. La stratégie de ES BIO a ainsi été d'impliquer les institutions concernées dans le développement des méthodes pour l'exploration et le suivi de la biodiversité, et d'assister ces institutions dans la mise en place d'équipes dont on pourrait s'attendre qu'elles fonctionnent étant données les contraintes identifiées.

Les principales institutions participantes sont indiquées dans Table 2.1. C'est de ces institutions que les membres des équipes d'explorations de ES BIO furent pris directement. Une liste complète des personnes et des institutions engagés dans l'étude spéciale ES BIO et dans les rôles consultatifs, administratifs et de formation est donnée dans les remerciements (page IV).

**Table 2.1 Institutions nationales participant à ES BIO**

Pays	Institution
Burundi*	Université du Burundi, Départements de Biologie et de Mathématiques de la Faculté des Sciences, Bujumbura
	Département des Eaux, Pêche et Pisciculture
	Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN)
République Démocratique Congo	Centre Recherche en Hydrobiologie, Uvira.
Tanzanie	Tanzania Fisheries Research Institute, Kigoma
	Tanzania National Parks Authority, Gombe and Mahale
Zambie	Department of Fisheries, Mpulungu

\*Deux membres de l'équipe ES BIO sont des lauréats de l'Université du Burundi, et travaillent pour le moment comme enseignants du secondaire, mais continuent à être disponibles pour le travail d'exploration de la biodiversité, à travers le Département de Biologie de l'Université.

Toutes les institutions, dans une plus ou moins large mesure, ont fonctionné dans les conditions de financements gouvernementaux insuffisants, d'isolement géographique, de

manque d'accès aux ressources scientifiques, d'un nombre limité de personnel qualifié et expérimenté, d'une situation incertaine de sécurité et d'infrastructures insuffisante. Dans le développement institutionnel, il est important de faire une distinction entre faiblesse et contraintes. Les faiblesses sont ces facteurs que le projet entrevoit d'être en mesure de s'occuper. Les contraintes sont des facteurs au delà des attributions et du contrôle du projet. Le manque de compétences appropriées pour les explorations de la biodiversité et le manque d'équipements scientifiques sont des faiblesses qui peuvent, et l'ont été, comblées par ESBIO. La politique de recrutement du personnel dans les institutions gouvernementales, l'isolation géographique, et les situations de sécurité au niveau national sont des exemples de contraintes au-delà des capacités d'intervention du projet.

Les projets viables sont ceux qui abordent les faiblesses, mais prennent en compte, et essayent de fonctionner dans le cadre des contraintes existantes. Les stratégies non viables sont celles qui utilisent des ressources et du personnel extérieurs pour contourner temporairement des contraintes locales. Notre stratégie était d'identifier à la fois les points forts et les faiblesses dans les capacités institutionnelles, et ensuite de construire sur les points forts (par ex. la connaissance et l'expérience la taxonomie, l'identification, le comportement et l'écologie des poissons) et de résoudre les faiblesses institutionnelles identifiées, comme le manque de formation approprié et d'équipements de base. Nous considérons que les contraintes comme des fonds limités et les faibles niveaux de recrutement et de rétention de personnel expérimenté devraient continuer à peser même au delà de la vie du projet, et avons conçu des programmes qui ne nécessitent pas que ces questions soient résolues.

## **2.5 Evaluation de la Biodiversité**

### **2.5.1 Conception de l'exploration**

L'expérience antérieure d'explorations biologiques sur le lac Tanganyika par des membres de l'équipe ESBIO (p. ex. Ntakimazi, 1995, Alin *et al.*, 1999) et certaines techniques standards comme l'usage de filets maillants, ont fourni les indications initiales pour la conception de l'exploration. Nous avons déterminé qu'il y avait un besoin d'une méthodologie d'exploration améliorée qui tienne compte à la fois des procédures courantes de recensements écologiques (p. ex. Sutherland, 1996) et les besoins d'information pour la planification de la conservation de la biodiversité (Jermy *et al.*, 1995; Groombridge and Jenkins, 1996).

Etant donné l'ampleur de la tâche, plusieurs décisions clés devaient être prises. Nous avons déjà fait allusion au besoin d'orienter les activités d'exploration vers la recherche de réponse à des questions en rapport avec la conservation. Ceci nous a amené à choisir une stratégie qui consiste à donner la priorité aux explorations d'aires protégées existantes et celles proposées. La plus grande diversité spécifique dans le lac est trouvée dans le littoral et le sub-littoral (Coulter, 1991; Brichard, 1989; Cohen, 1994). C'est aussi la zone littorale et sub-littorale qui est la plus directement affectée par les activités humaines terrestres (p.ex. le dépôt de déchets domestiques, la pollution par les eaux usées, l'érosion du sol). Le choix du sub-littoral pour les activités d'exploration a aussi permis d'utiliser des méthodes d'observation directe utilisant les techniques de la plongée sous marine avec bouteilles autonomes (SCUBA). Ceci avait deux avantages: premièrement, les habitats et les substrats complexes peuvent être échantillonnés, deuxièmement, les activités d'exploration peuvent être non destructives, et ainsi donner un exemple de souci pour la biodiversité.

Toutes les zones ne conviennent pas aux explorations par plongée avec SCUBA - crocodiles, faible visibilité et pollution peuvent tous rendre les explorations basées sur la plongée avec SCUBA dangereuses, désagréables et, encore pire, inefficaces de point de vue de l'échantillonnage. Ces zones furent alors explorées en utilisant des techniques à distance: les filets maillants, l'échantillonnage au grappin (benne) et le dragage.

Tous les taxa ne peuvent être explorés, et il est courant pour les explorations de la biodiversité d'être basées sur des petits sous-ensemble de la diversité totale (voir Section 2.5.2). Le critère et la justification du choix de « substituts de la biodiversité totale » est aussi donné dans la section 2.5.2.

Le plan global d'exploration adopté durant la période de l'étude spéciale ESBIO est indiqué plus bas. Une explication détaillée de toutes les composantes de la méthodologie est donnée dans les procédures opérationnelles standards de ESBIO (éditées par Allison *et al.*, 2000, avec les contributions de tous les membres des équipes ESBIO; ce document est cité comme le ESBIO SOP à partir de maintenant). Les méthodes continuent à évoluer, et il sera possible d'ajouter des groupes taxonomiques et des procédures supplémentaires au modèle de base des activités résumées dans la Table 2.2 (voir ESBIO SOP pour les détails).

**Table 2.2 Résumé des principales composantes des explorations de la biodiversité conduites par les équipes de ESBIO entre 1997 et 2000**

	CIBLE	TECHNIQUE	RESULTAT
<b>PRELIMINAIRE</b>	Planification de l'expédition	Rassemblement et analyse de cartes topographiques à grande échelle	Délimitation de la zone d'exploration .
<b>PLONGEE SANS DANGER  LES TECHNIQUES SCUBA PEUVENT ETRE UTILISEES</b>	Habitat	Exploration par planche Manta	Cartes de la topographie côtière, forme des paysages et utilisation des terres, et habitats de la zone littorale (sub- et supra-) jusqu'à une profondeur maximale de 10 m
		Profils d'Habitat: plongée avec SCUBA	Carte d'habitats à une échelle fine (bande de 25 m x 5m pour chaque profil)
	Espèces	Inventaire des Mollusques: plongée avec SCUBA, ensuite nage avec tuba en eau peu profonde	Données sur la richesses en espèces ou genres les mollusques sur les profondeurs de 15 à 0 m
		Inventaire visuel stationnaire des poissons: plongée avec SCUBA	Richesse en espèces de poissons, données sur les indices d'abondance et de diversité dans un cylindre de 10 m de diamètre à 15, 10, et 5 m de profondeur
		Inventaire Rapide Visuel: plongée avec SCUBA et ensuite nage avec tuba en eau peu profonde	Données sur la richesse en espèces de poissons pour des transects de 15 minutes à chacune des quatre profondeurs (15, 10, 5, 0 m). De nature à inclure les espèces distribuées d'une manière irrégulière, plus rares et méfiantes des plongeurs et donc manquées par l'inventaire visuel stationnaire des poissons, parce qu'elle couvre une surface plus grande. Pas d'enregistrement de l'abondance, mais la rareté relative peut être calculée
		Exploration avec des filets maillants multi-maillages posés avant le crépuscule (17 h) et retirés après l'aube (8 h)	Richesse en espèces de poissons, abondance et diversité relatives, pour compléter les données d'inventaires visuels
<b>PLONGEE DANGEREUSE  N'ENTREZ PAS DANS L'EAU</b>	Habitat	Exploration Manta avec une boîte anti-crocodile	Cartes de la topographie côtière, forme des paysages et utilisation des terres, et habitats de la zone littorale (sub- et supra-) jusqu'à une profondeur maximale de 10 m
		Echantillons avec grappin et échosondeur	Exploration des substrats mous (sable et vase)
	Espèces	Drague pour Mollusques	Sur les rebords durs, remplace l'exploration des mollusques
		Filets maillants	Jour et nuit (comme plus haut), remplace l'exploration visuelle stationnaire.
		Grappin	Exploration d'invertébrés benthiques – planifié pour le futur

### 2.5.2 Choisir les groupes indicateurs ou « substituts de la biodiversité »

Les inventaires de la biodiversité basés sur l'échantillonnage de l'entièreté des organismes sont rares, si jamais il y en a. Même si tous les organismes étaient échantillonnés, quels sont les attributs qui devraient être mesurés? La biodiversité comprend la diversité dans la composition génétique, la forme et la fonction des organismes, aussi bien que la diversité de leurs interactions. Identifier les noms des espèces de tous les organismes dans une région est juste une mesure d'un aspect de la biodiversité.

Les explorations de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres tendent à se focaliser sur les types de végétation, et sur des groupes qui sont bien connus ou facilement identifiés, comme les oiseaux, les mammifères et les amphibiens (Jermy et al, 1995). Les explorations de la biodiversité aquatique ont essayé de se focaliser sur la cartographie des habitats (Moran et al., 1989; UNEP/AIMS, 1993), et sur l'exploration des éléments de la flore et de la faune bien visibles comme les macro-algues (Sutherland, 1996), les poissons (Karr, 1981; Fausch et al; 1990; Toham and Teugels, 1999) et les macro-invertébrés (Resh, 1994, Chessman, 1995).

Il est important de faire une distinction entre deux utilisations différentes du terme "indicateur" dans les évaluations de la biodiversité. L'utilisation traditionnelle du terme est en parlant des taxa qui sont considérés comme particulièrement sensibles ou indicatrices de certaines formes de perturbation, comme la pollution. Une utilisation plus récente est en parlant d'un sous-échantillon de la diversité totale qui peut être utilisé pour donner une indication des différences qui pourraient exister (généralement dans les espèces) dans la diversité. Par exemple, on pourrait utiliser la diversité des Cichlidés comme un « indicateur » pour la biodiversité totale. Pour cette dernière utilisation, nous adopterons le terme « substitut de la biodiversité totale (SBT) », à la place de « indicateur ».

Des directives ont été développées pour aider au choix des taxa appropriés pour servir de substituts dans les mesures de la biodiversité totale et d'indicateurs pour les impacts comme la pollution et la sédimentation (voir SOP Section 3). Les caractéristiques que devraient avoir à la fois les indicateurs et les substituts de la biodiversité totale sont repris dans la Table 2.3.

**Table 2.3 Caractéristiques de taxa « substituts de la biodiversité totale » potentiels**

<p>Les groupes indicateurs devraient être :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Taxonomiquement bien connus pour que les populations puissent être identifiées de manière sûre et nommées ;</li><li>• Biologiquement bien compris</li><li>• Faciles à explorer (par ex. abondants, non-cryptiques) et à manipuler de façon expérimentale;</li><li>• Largement distribués à de hauts niveaux taxonomiques (par ex. ordre, famille, genre) dans une large gamme géographique et d'habitats;</li><li>• Diversifiés et inclure beaucoup de taxa spéciaux à de bas niveaux taxonomiques (càd. espèces, sous-espèces) qui seraient sensibles à la modification des habitats;</li><li>• Représentatifs des modèles de distribution et d'abondance dans les autres taxa apparentés ou non apparentés;</li><li>• D'importance économique actuelle ou potentielle.</li></ul>
--

Sur base de ces critères, les groupes qui ont été choisis comme substituts de la biodiversité totale dans la perspective d'évaluations comparatives de la biodiversité dans ce rapport sont les poissons et les mollusques. Il y a un bon niveau d'expertise dans la région pour l'identification des poissons, et une capacité dans l'identification des mollusques a été développée à travers les activités de formation et d'exploration de ESBIO et PBLT (West and Michel, 2000). ESBIO a aussi organisé un formation et un matériel de base pour l'identification d'autres groupes d'invertébrés à un niveau taxonomique supérieur (Martens, 1997), et cette expertise a été appliquée dans la détermination de l'impact des sédiments sur les invertébrés (Irvine, and Donohue, 1999; Irvine, et al, 2000), mais la taxonomie des invertébrés et les méthodes d'échantillonnage ne sont pas encore suffisamment bien connues pour mettre la conduite d'activités d'exploration de la biodiversité à grande échelle.

### 2.5.3 Cartographie des habitats

La conservation la plus moderne est basée sur le principe que pour conserver des espèces et des communautés intéressantes, vous avez besoin de maintenir l'habitat (processus et caractéristiques biotiques et abiotiques) qui supporte ces espèces et communautés. Un objectif de base ESBIO était ainsi de s'assurer que tous les types d'habitats identifiés soient représentés dans le réseau d'aires protégées existant ou proposé. Des définitions opérationnelles du terme « habitat » sont données dans le SOP de ESBIO.

Les caractéristiques de l'habitat et des gradients environnementaux connues déterminent les structures de la communauté biotique. Les explorations ont besoin d'être stratifiées en fonction des principales variables dépendant de l'habitat. Du point de vue pratique pour ce qui est de l'exploration, les habitats doivent ainsi être cartographiés avant la sélection des sites d'échantillonnage.

Les techniques de cartographie rapide et de large échelle impliquent certaines formes de télédétection, comme le sonar de bord, qui permet de différencier les substrats durs et mous. Les besoins en équipement sont relativement simples, mais néanmoins d'un coût prohibitif si on les met en rapport avec les budgets de fonctionnement dans la plupart des pays riverains. A la place, une méthode largement utilisée pour la cartographie des caractéristiques principales des systèmes de récifs coralliens, la planche manta (Moran *et al.*, 1989; UNEP/AIMS, 1993), fut adoptée pour produire rapidement des cartes de la zone explorée par le présent projet. Cette méthode consiste à tirer un observateur chevauchant une planche en contre-plaqué et équipé d'un masque et d'un tuba, à une faible vitesse derrière un petit bateau. L'observateur note les caractéristiques du type de substrat. La technique est détaillée dans le SOP (Section 4). C'est la première fois que cette technique est appliquée dans un écosystème d'eau douce.

La technique Manta a fourni des cartes d'habitats sur une large échelle, couvrant le littoral aquatique (habituellement sur une profondeur de 3 -10 m) à une vitesse de 15 km par jour. Les données pouvaient être transcrites sur cartes rapidement sur le terrain, à utiliser comme outil dans la décision pour stratifier et sélectionner les sites d'échantillonnage pour les explorations des organismes vivants (voir SOP pour la méthodologie).

A l'intérieur de chaque strate de substrat identifiée par la technique Manta, des profils d'habitats en profondeurs furent établies perpendiculairement à la côte, généralement depuis 25m en remontant jusque 5 m, même si ceci dépendait de la topographie et de la pente du fond. La technique pour l'établissement du profil d'habitats a été développée à partir d'adaptations de méthodes de lignes d'intersection et de point d'intersection de transects, adaptées par les biologistes des récifs coralliens à partir de techniques utilisées dans les explorations botaniques dans les environnements terrestres (Kershaw, 1957; Greig-Smith, 1961; Sullivan and Chiappone, 1993; UNEP/AIMS, 1993; Rogers *et al.*, 1994). A l'exception des lits de macrophytes submergés, la composante biotique de l'habitat (substrat) dans le lac Tanganyika ne semble pas être fortement liée à la profondeur, *si on considère l'échelle de profondeur échantillonnée*. La productivité algale dans les communautés épipsammiques ou celles vivant sur substrats mous sera en effet en rapport avec l'intensité de la lumière et ainsi de la profondeur, mais la productivité maximale est réalisée à une profondeur considérable dans ce lac clair (Hecky, 1991). Des analyses rétrospectives des changements dans la structure des communautés de poissons et de mollusques en fonction de la profondeur pour chacun des types d'habitats devrait permettre à celle-ci d'être différenciée.

L'importance de l'habitat physique (essentiellement le substrat) dans la détermination des espèces trouvées à un site est soulignée fréquemment dans la littérature sur le lac Tanganyika (Patterson and Makin, 1998, pour la revue). La principale préoccupation en rapport les menaces d'origine humaine, la sédimentation, est basée sur l'observation que les sédiments rendent plus mous les substrats du littoral rocheux qui supporte la plus grande biodiversité (Cohen *et al.*, 1993; Alin *et al.*, 1999). La méthodologie adoptée dans cette étude permet à des explorations pour inventaires en plongée individuelle avec SCUBA d'être reliées avec les caractéristiques locales de l'habitat. Même si de nombreux détails sur les caractéristiques de l'habitat et du substrat ont été collectés, tant qu'un nombre d'échantillons



ne sera pas analysés, ou que le suivi de long terme ne permette de détecter les changements dans l'habitat à une échelle fine, l'établissement du lien entre ces caractéristiques fines et la structure des communautés de poissons et de mollusques sera difficile. Pour les besoins de ces analyses, nous avons groupé les données dans de larges catégories d'habitats, définies en strates de profondeurs et type de substrats prédominants (Section 2.7)

#### **2.5.4 Méthodes d'exploration pour les poissons**

Trois méthodes pour l'exploration des poissons furent développées, essayées et diffusées au cours de la période de 1997 à 2000: l'exploration avec filets maillants, et deux types d'exploration en plongée avec SCUBA: l'inventaire visuel stationnaire, et l'inventaire visuel rapide. Des protocoles détaillés pour l'exécution de ces techniques sont données dans le SOP (Section 5).

##### *2.5.4.1 Explorations avec filets maillants*

Les explorations avec filets maillants furent adoptées soit comme la seule méthode dans les zones où la plongée n'étaient pas possible, soit pour compléter les explorations basées sur la plongée. Les filets maillants étaient généralement posés avant le crépuscule et relevés après l'aube, même si des pêches aux filets maillants étaient fait quelques fois de jour, à la fois pour les besoins de la comparaison, et aussi quand les problèmes de sécurité et les risques de vols empêchaient les poses de nuit.

Les filets maillants utilisés étaient des nappes monofilaments multi-maillages de 60 m de long, comprenant douze segments de 5 m sur 1.5 avec des mailles respectivement de 8, 10, 12.5, 16.5, 18.5, 22, 25, 30, 33, 38, 45 et 50 mm nœud à nœud. Les filets étaient posés parallèlement à la côte à une profondeur d'environ 10 m, pendant la nuit. Les poses de jour étaient faite respectivement à 5, 10 et 15 m de profondeur. La différence était d'une part pour des raisons logistiques (les explorations aux filets maillants devaient s'intégrer dans le cadre des autres activités d'exploration), et en partie suite à l'observation que les filets, posés avant le crépuscule et relevés après l'aube, capturaient des poissons qui se déplacent journalièrement le long e toute la gamme de profondeurs échantillonnées. Un échantillon pris à 10 m donnait ainsi une capture intégrant les profondeurs de 5 à 10 m. Les captures étaient enregistrées en nombres d'individus et en poids par espèces, pour fournir des données d'abondance relative pour les calculs d'indices de diversité et la description de la structure des communautés de poissons.

##### *2.5.4.2 Inventaire visuel stationnaire*

L'inventaire visuel rapide (SVC) fournit des données sur l'abondance relative et la diversité des espèces de poissons littoraux et sub-littoraux. Les données de SVC furent collectées parallèlement avec les plongées pour l'établissement pour les profils d'habitats, à des profondeurs de 5, 10 et 15 m. A chaque profondeur, un cylindre de la colonne d'eau, à une hauteur de 5 m au dessus du fond du lac, d'un diamètre de 15 m (surface du fond = 177 m<sup>2</sup>, volume = 884 m<sup>3</sup>) fut exploré pendant une période de 15 minutes. Les poissons furent identifiés jusqu'au niveau de l'espèce et une estimation de l'abondance de chaque espèce fut enregistrée. Les données permettent une estimation de la densité des populations pour chaque espèce enregistrée. La méthode est développée à partir de Bohnsack (1986), et est plus particulièrement appropriée pour explorer de petites espèces relativement immobiles.

##### *2.5.4.3 Inventaire visuel rapide*

L'inventaire visuel rapide (RVC) fut aussi effectué à 5, 10 et 15 m, plus une exploration avec tuba dans le littoral peu profond (0-1.5 m). Chaque RVC consistait en un transect parallèle à la côte d'une durée de 15 minutes, parcouru par une paire de plongeurs. Le transect est subdivisé en 5 intervalles de 3 minutes, et chaque espèce est enregistrée dans l'intervalle de temps au cours duquel il est vu pour la première fois. Une espèce vue dans la première intervalle de temps reçoit le score de 5, celles qui sont vues dans le deuxième intervalle de temps reçoivent un score de 4, etc. En supposant que les espèces les plus abondantes tendent à être vu plus tôt, les scores, quand la moyenne est faite pour tout le transect, peuvent donner une indication de l'abondance relative (celle-ci n'a toutefois pas été analysée dans ce rapport). Cette méthode est modifiée partir de Jones and Thompson (1978), et vise à

couvrir un espace plus grand que celui qui peut être couvert avec SVC, enregistrant ainsi les espèces de poissons plus mobiles ou moins abondants, y compris les grands poissons.

### 2.5.5 Méthodes pour l'inventaire des mollusques

Les explorations pour les mollusques furent effectuées ou par les plongeurs ou avec une drague de naturaliste là où la plongée n'était pas réalisable. L'hétérogénéité des habitats a rendu difficile l'application des méthodes, quantitatives et reproductibles, d'explorations en plongée le long de transects, et des méthodes qualitative de recherche standardisé dans le temps furent adoptées à la place, pour fournir des données de présence absence à partir d'un effort d'échantillonnage connu.

#### 2.5.5.1 Transects pour mollusques en plongée avec SCUBA

Initialement, les recherches étaient effectuées à 25, 15, 10 et 5m, en suivant les profils de plongée, mais un changement ultérieur les amena respectivement à 15, 10, 5 et le littoral (0-2 m), pour correspondre avec les procédures d'inventaires des poissons en plongée avec SCUBA. Les recherches étaient conduites pendant 10 minutes à chaque profondeur, et l'identité de toutes les espèces trouvées enregistrée. Là où il y avait un doute à propos de l'identité, les spécimens étaient pris pour une identification à terre. Les petites espèces trouvées dans le substrat sablonneux furent récoltées par tamisage à travers un tamis de 1 mm de maille. Les échantillons tamisés étaient placés dans des pots en plastique pour un triage et dehors de l'eau.

Les procédures exactes de recherche effectuées par chaque paire de plongeur à chaque profondeur furent choisies en fonction des types de substrat rencontré (Table 2.4).

**Table 2.4 Procédures pour l'échantillonnage des mollusques le long de transects de plongée**

Catégorie d'habitat	Tâches du plongeur 1	Tâches du plongeur 2
<i>Non Sablonneux</i> (tous les types de substrat rocheux et graveleux)	Recherche sur substrat rocheux / graveleux pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Recherche sur substrat rocheux / graveleux pendant 5 minutes</li> </ul>
<i>Mixte</i>	Recherche dans tous les micro-habitats pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Recherche dans tous les micro-habitats pendant 2½ minutes</li> <li>1 échantillon issu du tamisage pendant les deux 2½ minutes qui restent.</li> </ul>
<i>Sablonneux</i>	Recherche de grands mollusques pendant 5 minutes	<ul style="list-style-type: none"> <li>2 échantillons issus du tamisage pendant une période de 5 minutes</li> </ul>
Ces opérations étaient effectuées chaque profondeur. Les tâches étaient effectuées le long d'un des côtés de la ligne du transect pendant une durée totale de 5 minutes, et ensuite répétées de l'autre côté de la ligne. La durée totale de l'échantillonnage était donc de 10 minutes.		

Il doit venir à l'esprit que ceci était le protocole final développé à partir d'expérience précédente, et que certains parmi les échantillons ont été récoltés selon une méthodologie antérieure en cours d'évolution. Il y a donc la possibilité d'un manque de reproductibilité entre les échantillons issus de transects pour mollusques antérieurs et ultérieurs.

#### 2.5.5.2 Echantillonnage de mollusques par dragage

Aux sites où la plongée n'est pas réalisable, une drague de naturaliste était utilisée pour échantillonner les mollusques. Cette technique pouvait seulement être employée sur des zones où avaient été identifiées des substrats mous, comme la drague est inefficace ou peut être facilement endommagée sur des substrats rocheux. Le type de substrat était d'abord identifié le long d'un transect à la profondeur voulue, en prenant des échantillons avec un grappin. La drague était déployée à partir d'un bateau placé au début du transect, et tirée à faible vitesse le long du transect sur environ 60 à 100 m.

## **2.6 Mensurations et mesures de la biodiversité**

Mesurer la biodiversité présente des difficultés aussi bien philosophiques que pratiques. Plus exactement, une mesure de la biodiversité devrait être donnée, non en terme de nombre de différentes «choses» (espèces, habitats, etc. ), mais de «différence» ou de «variabilité» totale (Zeide, 1997). La définition large de la biodiversité a retardé le développement de mesures largement acceptées, et il est actuellement reconnu que ce qui est mesuré doit être adapté aux besoins et aux circonstances des différentes études, peut être au détriment d'analyses comparatives plus larges (Purvis and Hector, 2000). Nous avons adopté deux parmi les approches les plus communes pour mesurer la biodiversité: les indices diversité, et la richesse taxonomique ( espèces) et les mesures y relatives comme la richesse en espèces endémiques. Il y a seulement deux parmi les nombreuses mesures ou indices de biodiversité potentiels, qui comprennent des approches visant les niveaux génétique, taxonomique, morphologique, fonctionnel, et de l'écosystème (Solbrig, 1991; Harper and Hawksworth, 1994; Gaston, 1996). Quelques approches alternatives, que nous pensons avoir une utilité potentielle dans un travail relatif à la conservation, sont décrites dans la Section 2.12.

L'objectif immédiat de l'analyse des données d'exploration de la biodiversité est d'utiliser des estimations, ou des mesures, de la biodiversité pour comparer la diversité de différentes zones. Dans ce rapport, nous utilisons ces estimations pour faire des comparaisons entre les zones explorées en vue d'une possible inclusion, ou rétention, dans un réseau d'aires protégées. La méthodologie peut toutefois être appliquée à toute autre situation où une approche comparative est requise, par ex. comparer la diversité au niveau de plages pêchées ou non pêchées, des habitats rocheux soumis à la sédimentation ou non, etc. Les calculs peuvent aussi être utilisés pour établir des estimations comparatives entre des types d'habitats similaires dans différentes parties du lac (par ex. Gombe, Mahale, et Nsumbu). Une certaine comparaison avec des études antérieures peut aussi être possible pour certains taxa, pour examiner les changements dans la diversité au cours du temps.

Les utilisations, biais, avantages, et inconvénients de différentes mesures de la diversité appliquées aux données de la biodiversité sont données dans Magurran (1988), Solbrig (1991), Zar (1996), Colwell (1997), Mouillot and Lepretre (1999) and Southwood and Henderson (2000; Chapitre 13). Les méthodes choisies sont basées sur une revue de ces sources, et des références y incorporées.

### **2.6.1 Richesse spécifique**

Pour des explorations où les données sur l'abondance ou abondance relative ne sont PAS enregistrés, la seule synthèse statistique qui peut être produite sont les estimations de la richesse spécifique. C'est simplement le nombre d'espèces récoltées pour un niveau d'effort d'échantillonnage donné..

Les avantages et les inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure sont donnée dans la Table 2.5.

Pour utiliser les estimations de la richesse spécifique dans les comparaisons entre habitats, catégories d'habitats ou méthodes d'échantillonnage, nous avons d'abord vérifié si l'effort d'échantillonnage avait été adéquat. Les méthodes pour évaluer l'adéquation de l'effort d'échantillonnage sont données dans la Section 2.8.

**Table 2.5 Avantages et inconvénients de la richesse spécifique en tant que mesure de la biodiversité.**

Avantages	Inconvénients
Une mesure intégrale de plusieurs éléments de la biodiversité	Perte d'information relative à l'identité des espèces et manque d'information sur la structure et le fonctionnement
Relativement facile à explorer, à mesurer (si les difficultés taxonomique le permettent) et à expliquer aux non spécialistes	Pas d'information sur l'abondance relative des espèces
Comparable aux données existants dans la littérature et aux études antérieures	La comparabilité dépend d'un effort d'échantillonnage adéquat dans tous les cas

### 2.6.2 Calculs et comparaison d'indices de biodiversité

Il y a plusieurs types différents d'indices de diversité, mais ils comprennent tous des mesures à la fois du nombre de taxa (par ex. les espèces) et des mesures du nombre d'individus pour chacune des espèces dans l'échantillon. Aucune des indices existants est idéale, et toutes ont été développées pour des objectifs autres que l'évaluation de la biodiversité. En dépit de ces réserves, il est toujours utile de calculer des indices de diversité comme une mesure synthétique, à condition qu'elle ne soient pas calculées à partir de méthodes d'échantillonnage différentes, ou entre des groupes taxonomiques définis. Les indices de diversité sont aussi sensibles à la taille de l'échantillon, tendant à se stabiliser quand l'effort d'échantillonnage est adéquat (Colwell, 1997) et ainsi les comparaisons entre des indices de diversité obtenus à partir d'échantillonnage incomplet ou inadéquat doivent être évitées. Les méthodes pour évaluer l'adéquation des efforts d'échantillonnage sont données dans la Section 2.8.

Pour le moment, les données d'explorations appropriées pour calculer les indices de diversité sur les poissons sont celles des inventaires par filets maillant et des inventaires visuels stationnaire (séparément). L'index le plus courant est diversement connu comme l'index Shannon, Shannon-Weaver, ou Shannon-Weiner:

$$H' = \sum_{i=1}^k p_i \log p_i$$

où  $k$  est le nombre d'espèces et  $p_i$  est la proportion du nombre total d'individus échantillonnés pour chaque espèce  $i$ .  $\log_{10}$  était utilisé dans tous les calculs présentés dans ce rapport. L'indice de diversité de Shannon-Weiner a été calculé directement à partir de la taille de l'échantillon ( $n$ ) et la fréquence  $f$  pour chacune des espèces  $i$ :

$$H' = \frac{n \log n - \sum_{i=1}^k f_i \log f_i}{n}$$

$H'$  est connu pour être une sous-estimation de la population échantillonnée, mais cette tendance baisse avec l'augmentation de la dimension des échantillons.

Les indices de diversité ne sont pas des mesures à distribution normale, et ne peuvent pas être comparées statistiquement en utilisant des méthodes paramétriques standards par déduction. Les comparaisons entre indices de diversité de deux sites différents ou plus ont été faits en utilisant un test similaire au bien connu t-test (Zar, 1996). La valeur t est la différence entre les deux indices de diversité calculé divisé par l'erreur standard de la différence:

$$t = \frac{H_1' - H_2'}{s_{H_1-H_2}}$$

L'erreur standard de la différence est la racine carrée de la différence entre les variances de chacune des indices de diversité:

$$s_{H_1-H_2} = \sqrt{s_{H_1}^2 - s_{H_2}^2}$$

La variance de chacune des indices de diversité est calculée à partir:

$$s_{H'}^2 = \frac{\sum (f_i \log f_i)^2 - (\sum f_i \log f_i)^2 / n}{n^2}$$

Le degré de liberté approprié est calculé à partir:

$$v = \frac{(s_{H_1}^2 - s_{H_2}^2)^2}{\frac{(s_{H_1}^2)^2}{n_1} + \frac{(s_{H_2}^2)^2}{n_2}}$$

Dans tous les cas, l'hypothèse nulle testée est que les deux indices de diversité sont les mêmes, l'hypothèse alternative étant qu'ils sont différents. Deux hypothèses à deux volets, utilisant le degré de confiance de 95% furent utilisées, sauf dans des cas bien spécifiés. Il n'y a pas de test d'échantillons multiples pour comparer les indices de biodiversité, ainsi, les comparaisons multiples par paires furent faites en utilisant les *t-tests*, le niveau de signification des comparaisons individuelles étant ajusté par l'approximation de Bonferroni, au risque de commettre le type d'erreur II (acceptation incorrecte de l'hypothèse nulle), qui est statistiquement en faveur de la conservation (Zar, 1991).  $H'$  est sensible à la présence de petits nombres d'individus rares dans de grands échantillons. Il est cependant sensible à des grandes différences dans l'abondance. Il est ainsi utile d'utiliser d'autres indices de diversité pour analyser si les différences déduites sont constantes, ou si elles pourraient être affectées défavorablement par ce type de biais. Nous avons aussi calculé l'Indice de Simpson, qui mesure l'accroissement du nombre d'espèces par individu échantillonné:

$$D_v = \sum_{i=1}^k \frac{1}{p_i^2}$$

Tous ces indices marchent bien pour une variété de distributions sous-jacentes et pour les petites tailles des échantillons. Des analyses de simulations récentes ont indiquées que l'indice de Simpson est moins biaisé, et Shannon-Weaver montre la variance résiduelle la plus petite (Mouillot and Lepretre, 1999). Tous les calculs d'indices de diversité et comparaisons statistiques furent effectuées sur des feuilles de calcul EXCEL, en vue de familiariser les participants de ESBIO à l'utilisation et à l'analyse de ce type de données. Plusieurs ensembles de logiciels sont actuellement disponibles pour effectuer la plupart de ces calculs, et l'ensemble 'EstimateS' (Colwell, 1997) peut aussi être utilisé pour examiner la sensibilité de ces indices à a taille des échantillons.

### **2.6.3 Diversité alpha, bêta et gamma, et rareté et endémisme.**

La diversité des échantillons, toutes en provenance d'une même communauté, est habituellement appelée diversité alpha. Tous les indices de diversité et mesures de richesses spécifiques mentionnés plus haut sont des estimations de la diversité alpha. La différence de diversité entre zones ou communautés est connue comme étant la diversité bêta (Solbrig, 1991). Les procédures pour tester les différences entre zones, citées plus haut, sont des mesures indirectes de la diversité bêta. La diversité gamma mesure jusqu'à quel point les

homologues écologiques apparaissent en remplacement allopatrique dans des habitats types, tout au long d'un transect géographique (par ex. du nord au sud dans le lac).

Les diversités bêta et gamma deviennent importantes quand nous pensons aux stratégies de conservation et aux notions de complémentarité quand on pense à la création d'aires de conservation. Nous avons aussi utilisé la notion de complémentarité lors des évaluations préliminaires de l'utilisation de plus d'une technique d'exploration pour surmonter la sélectivité et les biais inhérents à toutes les méthodes disponibles (voir plus bas).

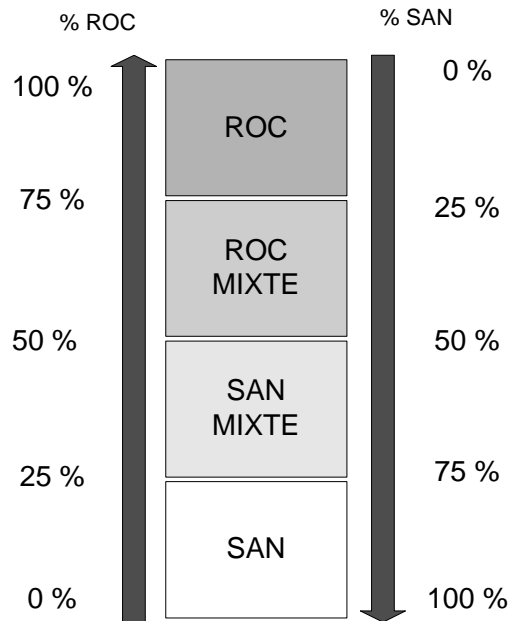
Quand on considère les valeurs relative de conservation de différentes zones, il serait normal d'examiner l'information disponible sur l'endémisme, la rareté, et la dynamique des méta-populations. L'endémisme est de moins grande pertinence pour le lac Tanganyika, comme les niveaux d'endémisme sont si élevés (>90% dans tous nos échantillons). La rareté n'est pas suffisamment bien connue pour servir comme un critère, et une information sur la dynamique des méta-populations est généralement plus appropriée à la conservation d'espèces individuelles plutôt que d'habitats ou d'écosystèmes. Son adéquation pour le lac Tanganyika peut être dans l'identification des schémas de distribution intra-lacustre qui sont courants pour les taxa – c'est seulement si ceci est démontré qu'une information au niveau de la population peut être apportée pour soutenir la planification de la conservation (voir Chapitre 3 et 5).

## **2.7 Catégories d'habitats pour l'analyse des données**

Selon les tendances récentes dans la recherche sur la conservation et la gestion, nous avons adopté une approche d'exploration basée sur l'habitat. Il devrait y avoir de grandes différences dans la composition spécifique et la diversité entre échantillons prélevés dans des gradients environnementaux connus – type de substrat et profondeur. Pour toutes les analyses comparatives, et pour la recherche de biais d'exploration et le calcul de la taille minimale requise pour l'échantillon, toutes les données d'exploration furent ainsi initialement subdivisées selon la profondeur et la catégorie de substrat.

Les protocoles pour l'exploration Manta et les profils d'habitats (voir SOP) ont permis la collecte de caractéristiques d'habitats assez bien détaillées (par ex. la granulométrie du sable, la présence de caractéristiques particulières à petite échelle comme des crevasses dans les substrats constitués par la roche mère, etc.). A présent, l'activité d'exploration n'a pas été suffisamment approfondie pour produire suffisamment de séries d'échantillons dans des catégories d'habitats différenciés à une échelle aussi détaillée. Avant les analyses, nous avons ainsi utilisé les données de Manta et des profils pour classifier les habitats sur base des substrats physiques dominants.

Dans les zones où les explorations en plongées étaient possibles, nous reconnaissons cinq catégories principales d'habitats / substrat physique: amas de coquilles, rocheux, rocheux mixte, sable mixte, et sable. Les données des profils et Manta enregistrent les pourcentages de ces catégories principales. Le pourcentage de chaque substrat qui définit les limites de chacune des catégories est indiqué dans la Figure 2.2.



**Figure 2.2 Classification des principaux habitats basée sur les substrats. 'Roc' inclut les gros blocs de roche, la roche mère, et les pavés. 'San' inclut tous les gradients de substrats mous depuis la vase jusqu'au graver fin.**

La raison pour le choix de ces limites et pour cette gamme limitée d'habitats, défini uniquement en terme de substrats physiques est la suivante:

- La présence de roches dans un substrat sablonneux ou mou a un plus grand impact écologique que la présence d'un peu de sable dans un habitat à prédominance rocheux.
- Les mélanges de roches, gros blocs, pavés et coquilles fonctionnent effectivement comme des substrats durs, et ont donc été classé soit comme rocheux (en cas d'absence e substrats mous)ou rocheux mixte. Le type de roche (roche mère, gros blocs, etc. ) et autres caractéristiques ( crevasses, surplombs, etc. ) furent enregistrés dans les profils initiaux, mais les données disponibles sur les organismes vivants sont insuffisantes pour étudier leur association avec ces caractéristiques détaillées de l'habitat.
- Tous les transects de plongée allaient de 5 m de profondeur et plus bas, ainsi les caractéristiques des habitats du bord peu profond, comme les substrats de galets ou de pavés et les macrophytes émergents( roselières ) n'étaient pas présents dans les principales explorations de poissons. Quelques explorations pour les mollusques et les explorations de poissons avec la méthode RVC furent toutefois effectuées dans le bord. Les substrats du bord sont compris dans le cadre de la classification indiquée plu haut.
- Les bandes de macrophytes submergés n'étaient pas communs dans les zones explorées, et sont enregistrées comme des caractéristiques secondaires associées à des substrats sablonneux ou sablonneux mixtes.
- Les amas de coquilles se présentent au dessus de substrats mous (sable, vase). Là où ces amas de coquilles apparaissent, ce sont des zones normalement étendues et plates. Les coquilles forment normalement d'épaisse couches, telle que le substrat est uniforme – c.a.d. qu'ils étaient généralement enregistrés comme 100% de coquilles. Il y a une communauté distincte de poissons qui est associée à ces couches de coquilles de *Neothauma*, telle que nous avons classifié ceci comme une catégorie d'habitat différente.
- L'analyse des distributions de fréquence du % de la composition des substrats a indiqué que les plongeurs tendaient d'enregistrer celles-ci avec une précision de 10% ( les multiples de 10 étaient deux fois plus nombreux que les multiples de 5). Il est

vraisemblable que la précision de l'estimation visuelle du pourcentage de la couverture du substrat est de l'ordre de 10 à 20%.

- Les analyses préliminaires des assemblages d'espèces de poissons basés sur ces classifications d'habitats a indiqué qu'il y avait peut de différences en les espèces de substrats rocheux et rocheux mixtes (Table 2.6). Peut d'exemples tombent dans la catégories sablonneux mixte. Pour l'objectif de ce rapport, nous avons en plus réduit les catégories d'habitats ci dessus à 3 larges habitats littoraux: Rocheux dominant et mixte (>10% de rocheux), Sable dominant (<10% rocheux), et couches de coquilles. La proportion sable / roche dans la matrice peut bien affecter la structure de la communauté, mais avant que de larges ensembles des données ne soient pas collectées pour permettre une analyse fine des changement dans la structure des communautés associées avec de petites différences dans la composition du substrat, ces changements ne seront facilement détectables.

**Table 2.6 Espèces de poissons trouvées uniquement dans chacune des larges catégories de substrats , Park National de Mahale.**

Rocheux	n	Rocheux (mixte)	n	Sable	n
<i>Lates mariae</i>	11	<i>Neolamproogus fasciatus</i>	5	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>	40
<i>Gammatotria lemairei</i>	5	<i>Petrochromis macrognathus</i>	4	<i>Xenotilapia spilopterus</i>	22
<i>Simochromis babaulti</i>	5	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	3	<i>Xenotilapia boulengeri</i>	20
<i>Julidochromis tanscriptus</i>	4	<i>Ctenochromis horei</i>	2	<i>Lamprologus ocelatus</i>	14
<i>Spathodus erythrodon</i>	4			<i>Lamprologus signatus</i>	10
<i>Julidochromis ornatus</i>	3			<i>Neolamprologus boulengeri</i>	10
<i>Acapoeta tanganicae</i>	2			<i>Neolamprologus ocellatus</i>	10
<i>Neolamprologus olivaceus</i>	1			<i>Neolamprologus wauthioni</i>	10
<i>Tropheus duboisi</i>	1			<i>Neolamprologus brevis</i>	8
				<i>Neolamprologus meeli</i>	6
				<i>Neolamprologus ornatipinnis</i>	6
				<i>Asprotilapia leptura</i>	5
				<i>Neolamprologus chrystyi</i>	5
				<i>Neolamprologus hecqui</i>	5
				<i>Plecodus multidentatus</i>	5
				<i>Lamprologus ornatipinnis</i>	4
				<i>Neolamprologus leleupi</i>	4
				<i>Petrochromis trewavasae</i>	4
				<i>Petrochromis orthognathus</i>	4
				<i>Ectodus descampsi</i>	3
				<i>Neolamprologus moorii</i>	3
				<i>Aulonocranus dewindti</i>	1
				<i>Telmatochromis vittatus</i>	1

La catégories sable mixte ne contenait pas d'espèce unique à ce substrat. Les espèces uniques aux substrats rocheux et rocheux mixtes sont basées sur un petit nombre d'individus (n) et peuvent être apparus par chance. Pour accroître les tailles à l'intérieur d'une catégorie d'échantillon, nous avons regroupé tous les substrats rocheux et rocheux mixtes, et tous les substrats sablonneux et sablonneux mixtes dans les analyses ultérieures.

- Pour les mollusques, la relation entre la présence des espèces et les caractéristiques du substrat est évidemment très étroite. Nous avons ainsi retenu les quatre catégories indiquées dans la Figure 2.2, plus la catégorie des lits de coquilles, même si ceci a conduit à une perte d'une certaine information provenant de la combinaison de catégories de substrats par profondeurs avec la taille des échantillons, trop petite pour être utilisable dans des analyses détaillées.
- Pour les zones où la plongée n'était pas possible, nous pouvons seulement distinguer trois catégories: substrats mous et dur, et lits de coquilles. Elles étaient déterminées à partir de l'inspection des faibles profondeurs depuis la surface, et avec un grappin pour les profondeurs plus grandes.



- La gamme des profondeurs échantillonnées avec SCUBA était aussi étroite. Les échantillons de poissons avec SVC et RVC à 5, 10 et 15m n'ont pas montré de différences majeures constantes dans la composition des espèces entre les catégories d'habitats (Annexe 8.2). Les catégories d'habitats étaient distribuées d'une manière irrégulière selon la profondeur, malgré la stratification d'habitat établie par Manta. Ceci est parce que les substrats de 2 à 10 m (la gamme des profondeurs pour Manta) ne correspondait pas souvent avec les caractéristiques des substrats dans les eaux plus profondes. Quelques éléments dans la matrice pour l'échantillonnage des habitats et profondeurs consistaient ainsi en de très peu d'échantillons. Pour agrandir la taille des échantillons pour des comparaisons statistiques valides, et vu les hauts indices de similarité entre échantillons prélevés à différentes profondeurs, les échantillons furent regroupés sur toute la gamme de profondeurs de 5 à 15 m. Ceci accroîtra la variance au sein des échantillons, ce qui à son tour fait que les comparaisons entre zones sont statistiquement conservatoires. Le regroupement par profondeur est aussi justifié vu les objectifs de l'étude – il n'y a pas de possibilité de protéger des zones d'une certaine profondeur et pas les autres, ainsi il n'est pas nécessaire d'établir des différences de profondeurs sur une échelle détaillée pour les objectifs de cette étude, même si elles peuvent être écologiquement intéressantes.

## 2.8 Déterminer les tailles requises pour les échantillons

Pour comparer la richesse et la diversité des poissons ou des mollusques entre les sites, nous devons savoir si notre effort d'échantillonnage a été suffisant pour inclure la majorité des espèces (ou au moins une proportion connue pour la diversité totale probable). En tous cas, nous sommes capables d'utiliser les courbes cumulatives d'espèces pour « corriger » les différences dans l'adéquation de l'échantillonnage. Nous serons ainsi en mesure de distinguer les vraies différences dans la richesse et les biais dus au sous échantillonnage.

Avant que les échantillons furent comparés pour évaluer la diversité relative de différentes zones, ou entre les gradients d'habitats, nous avons déterminé si la taille des échantillons à l'intérieur de chaque sous-ensemble de données était adéquat. Des représentations graphiques d'espèces rencontrées cumulées contre échantillons cumulés par zone atteignent une asymptote quand toutes les espèces disponibles dans cette zone/habitat (qui sont accessibles par la méthode d'exploration) ont été échantillonnées. Alors que les graphiques fournissent une impression préliminaire utile, leur forme peut être fortement affectée par l'ordre selon lequel les échantillons sont ajoutés à la courbe cumulée. Pour contourner cette difficulté nous avons établie des courbes cumulées d'espèces basées sur une série de 100 hasards, en utilisant le logiciel 'Estimates 5.0' (Colwell, 1997).

L'analyse visuelle de courbes « lissées » d'espèces cumulées donne une utile première impression si oui ou non l'échantillonnage a été adéquat, mais une analyse plus approfondie est aussi possible. Nous avons adaptée des modèles asymptotiques aux courbes cumulées d'espèces générées sur base de 100 hasards sur les données d'abondances d'espèces observées pour chaque ensemble d'échantillons. Ces modèles sont utilisés pour:

- (1) mesurer l'efficacité et l'achèvement de l'inventaire;
- (2) obtenir des estimations de richesses spécifiques basées sur une mesure standardisée de l'effort d'échantillonnage (faire les comparaisons valides possible entre les zones échantillonnées d'une autre manière – voir Chapitre 4) et
- (3) fournir des estimations de l'effort d'échantillonnage requis pour atteindre un niveau suffisamment complet de l'inventaire (Moreno and Halffter, 2000).

Pour chacune des techniques d'échantillonnage utilisées (SVC, RVC, filets maillants, transects pour mollusques, dragage de mollusques), nous avons généré des courbes cumulées d'espèces en utilisant le logiciel Estimates 5.0. Nous avons ensuite utilisé un module de régression non linéaire dans l'ensemble statistique SPSS (v 9.0) pour adapter deux modèles asymptotiques aux données.

Le modèle de dépendance linéaire est basé sur l'hypothèse que le nombre d'espèces récoltées diminue de manière à mesure que l'effort d'échantillonnage s'accroît:

$$S_n = a/b[1 - \exp(-bn)];$$

où  $n$  est une mesure de l'effort d'échantillonnage (pour SVC, le nombre d'événements d'inventaires stationnaires; pour RVC, le nombre de transects de 15 minutes; pour les filets maillants, le nombre de poses de filets maillants; pour le transects pour mollusques, le nombre d'événements de recherche),  $S_n$  est le nombre d'espèces prévu dans le  $n^{\text{th}}$  échantillon, et  $a$  et  $b$  sont les constantes de régression adaptées (Colwell and Coddington, 1994). Le nombre d'échantillons requis pour inclure à peu près une proportion donnée ( $q$ ) d'espèces échantillonnées par chaque technique est donné par:

$$n_q = -1/b \ln(1-q) \quad (\text{Moreno and Halffter, 2000}).$$

Nous prenons  $q$  comme étant égal à 0.9, considérant qu'un effort d'échantillonnage qui a inventorié 90% de la faune existante est adéquat (théoriquement, un effort d'échantillonnage infini serait requis pour garantir que toutes les espèces ont été échantillonnées).

Le modèle de Clench (p. ex. Moreno and Halffter, 2000) dit que la probabilité d'ajouter des espèces à la liste diminue avec le nombre d'espèces déjà enregistrées, et qu'elle augmente avec le temps:

$$S_n = an/(1 + bn)$$

Pour le modèle de Clench, le nombre d'échantillons requis pour inclure une proportion donnée ( $q$ ) d'espèces est donné par:

$$n_q = q/[b(1 - q)] \quad (\text{Moreno and Halffter, 2000}).$$

A la fois pour la dépendance linéaire et pour les modèles de Clench,  $S_{max}$ , la richesse spécifique prévue l'effort d'échantillonnage infini, est donnée par  $a/b$ . Ces deux modèles sont de nature à prédire les limites inférieures et supérieures de la richesse spécifique la plus probable à ce site. Les calculs de l'effort d'échantillonnage requis pour échantillonner une proportion définie du total d'espèces présentes sont ainsi de nature à représenter aussi les limites supérieures et inférieures des estimations. Les estimations des paramètres du modèle et les statistiques qui vont le mieux avec sont données dans l'Appendice 8.3: Table 8.3, Table 8.4, Table 8.5 et Table 8.6.

### **2.8.1 Effort d'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire (SVC)**

Pour le SVC, l'unité d'échantillonnage de base est cylindre de 15 m de diamètre et 5 m de hauteur au dessus du substrat, exploré pendant 15 minutes. L'effort d'échantillonnage était exprimé en terme d'événements d'échantillonnage cumulés. Ceci peut être facilement traduit en surface ou en volume échantillonné. Des analyses séparées ont été faites pour chacune des zones géographiques, avec des échantillons venant de substrats sablonneux/sablonneux mixtes, rocheux/rocheux mixtes et des lits de coquilles pris séparément dans chacune des zones géographiques. Il y a quelques échantillons où les données sur la composition du substrat n'est pas disponible à cause d'une mauvaise concordance entre les profils de plongée pour la caractérisation de l'habitat et les activités d'exploration des poissons. Cela correspond généralement à des endroits où le profil du fond avait un gradient très faible, tel que les plongeurs commençant le profil à 20 ou 25 m n'ont pas atteint les points d'échantillonnage de 5 et 10 m pour l'inventaire visuel stationnaire des poissons. Ceci signifie que certains échantillons furent exclus des calculs des tailles optimales des échantillons, de la richesse spécifique et de la diversité pour chaque type de substrat. Les données de ces échantillons exclus sont, toutefois, incluses pour générer les listes totales pour chaque zone échantillonnée et pour comparer l'ensemble des espèces enregistrées dans l'établissement des priorités en vue de la conservation (Chapitre 5).

La technique SVC n'a pas été beaucoup utilisée au Burundi, et la taille des échantillons n'a pas constitué une base adéquate pour l'estimation de richesse spécifique totale, ni même

pour déterminer quel modèle de courbe cumulée d'échantillons d'espèces est le plus approprié (Figure 2.3). Trois ou quatre plongées pour échantillonnage par site/substrat sont visiblement insuffisantes, comme c'est plus ou moins typique des plongées antérieures pour exploration utilisées pour comparer la richesse spécifique entre zones (p. ex. Alin et al, 1999). Les habitats rocheux des régions de Pemba, Luhanga et Bangwe et les habitats sablonneux aux environs d'Uvira, tous en R D Congo) furent plus intensivement échantillonnés en utilisant cette technique, et montre un schéma clairement asymptotique (Figure 2.3). Les modèles asymptotiques prédisant les effets d'échantillonnages supplémentaires peuvent alors être adaptées avec plus de confiance.

Même si plus 15 plongées pour exploration de poissons par SVC furent effectuées à la fois sur les sites rocheux et sablonneux à Gombe, les courbes d'espèces cumulées n'avaient pas encore atteint le niveau, ce qui implique qu'un plus grand effort d'échantillonnage aurait été nécessaire (Figure 2.4). Pour la très diversifiée zone rocheuse de Mahale, une croissance faible et continue dans le nombre d'espèces est visible, même si plus de 25 explorations par SVC ont été effectuées. Dans l'ensemble des cas de substrats sablonneux et rocheux à Mahale, le modèle de Clench, qui prédit un accroissement continu et lent du nombre d'espèces à mesure que la taille de l'échantillon s'accroît, paraît présenter l'ajustement le plus réaliste (Figure 2.4). Il n'y a pas de critère statistique pour la séparation entre l'ajustement du modèle de Clench et celui de dépendance linéaire ( $r^2 > 0.99$  dans la plupart des cas – voir Annexes 8.3, Table 8.3) mais ceci est surtout parce que la plus grande partie des données viennent de la partie raide de la courbe d'espèces cumulées, où tous les modèles donnent un ajustement similaire. C'est dans leur comportement en atteignant une asymptote que les deux modèles révèlent une différence nette. Cette différence a des ramifications considérables pour les prédictions de la vraie richesse spécifique, et de la taille minimale de l'échantillon requise pour estimer une proportion acceptable (90% sont choisis dans cette étude) de cette richesse.

La technique SVC a aussi été utilisée seulement occasionnellement en Zambie, où la plongée n'est pas réalisable à beaucoup de sites à cause du problème causé par les crocodiles. Ce n'est que pour les sites rocheux de la zone de Katoto que la taille des échantillons ont été suffisamment grande pour estimer la richesse spécifique et la taille minimale requise un échantillonnage d'une certaine crédibilité (Figure 2.5).

La Table 2.7 indique que certaines zones ont été échantillonnées adéquatement (>90% du total des espèces présentes échantillonnées), alors que d'autres ont été sous échantillonnées. Il apparaît clairement qu'il est difficile de recommander une seule taille minimale requise, puisque ceci varie avec les sites et les substrats..

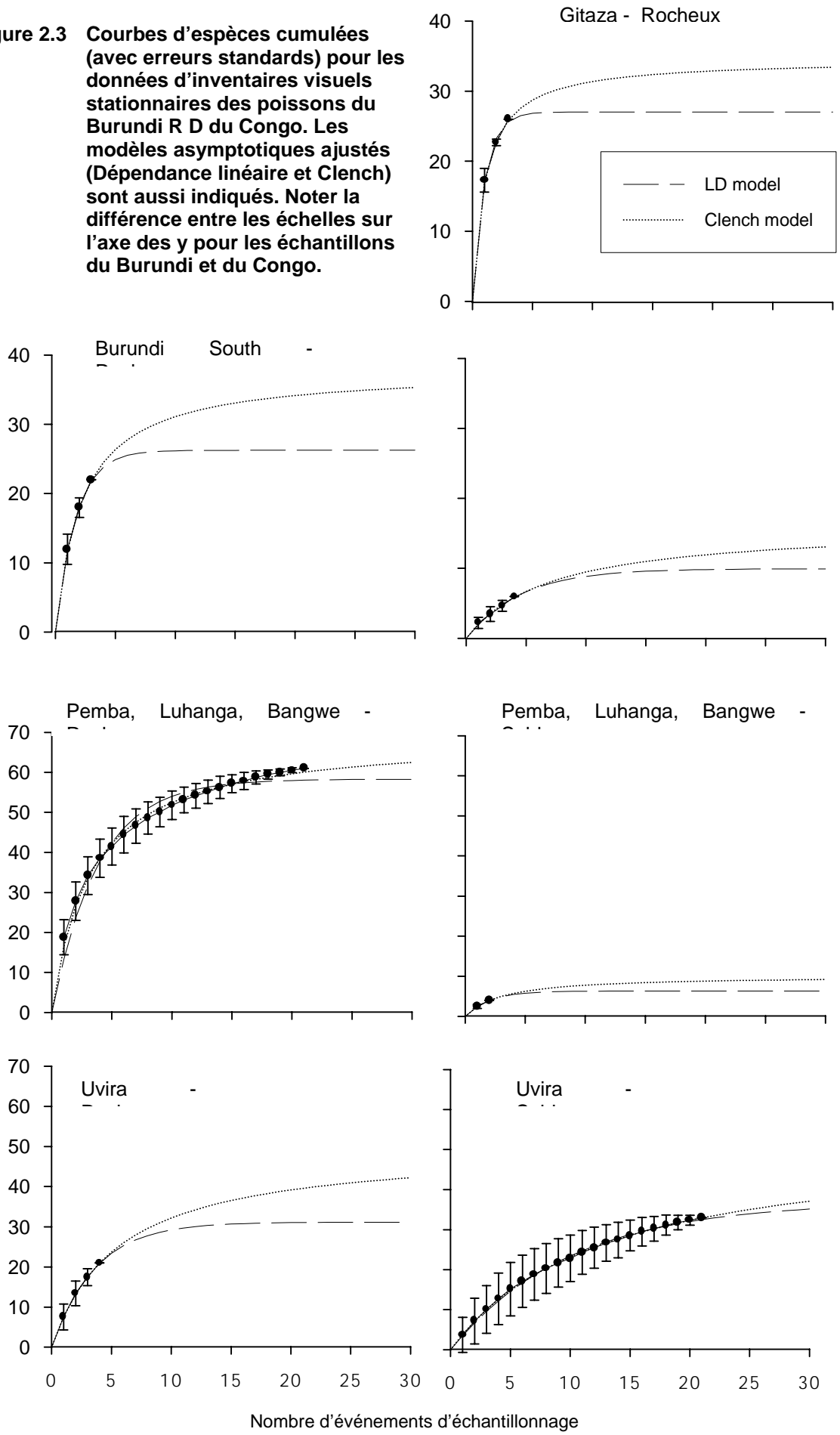
En général, les substrats sablonneux demandent un effort d'échantillonnage égal ou supérieur à celui requis pour les habitats rocheux et mixtes dans les mêmes zones. Ceci peut apparaître surprenant au début, étant donné qu'elles ont en généralement une plus faible richesse spécifique. Cependant, les espèces de zones sablonneuses sont plus mobiles, et se déplacent souvent en bancs. Ceci signifie que les probabilités que des échantillons supplémentaires apportent des espèces additionnelles peuvent être élevées.

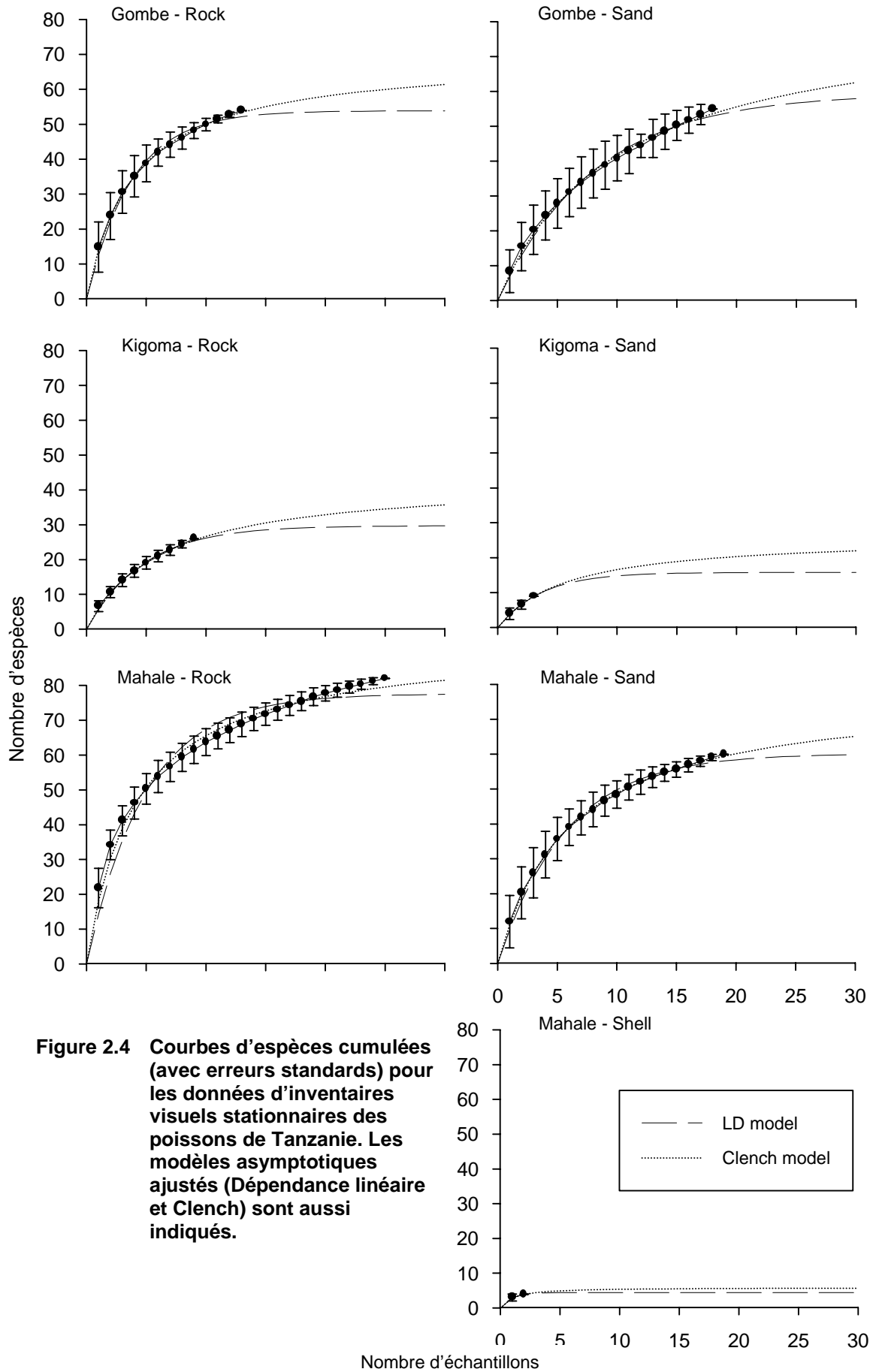
Les deux modèles asymptotiques utilisés pour extrapoler la 'vraie' richesse spécifique à partir d'échantillons de populations représentent peut être les limites inférieures et supérieures de ces estimations. Les tailles minimales des échantillonnages requis estimées du modèle de dépendance linéaire varient de 2 à 20 échantillons (moyenne =9), alors que les estimations du modèle de Clench varient de 9 à 120 (moyenne =47).

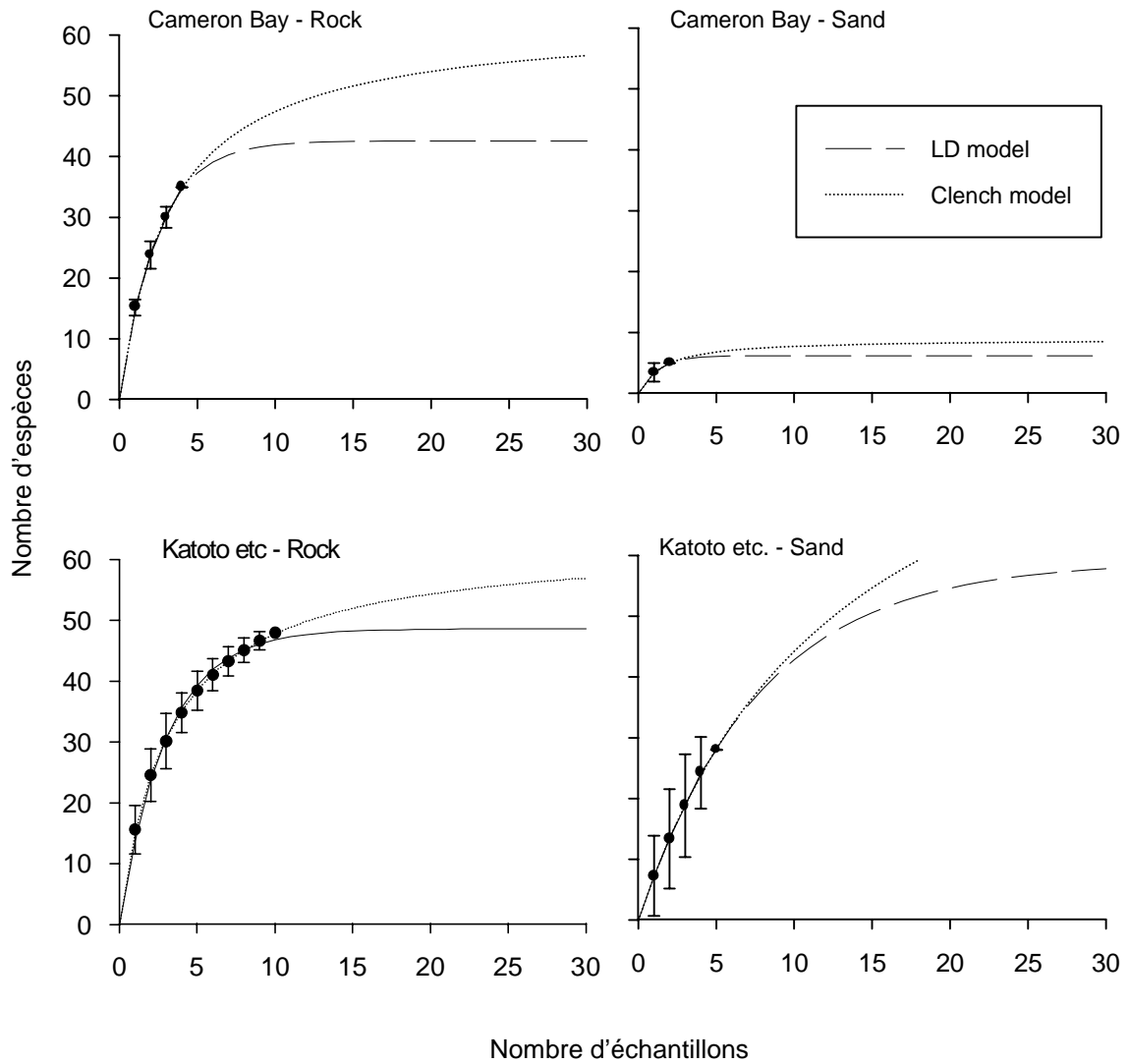
Le modèle de dépendance linéaire suggère que, alors que Mahale, Gombe, Gitaza et quelques autres sites en R D du Congo ont été échantillonnés adéquatement, d'autres sites de plongées au Burundi et en Zambie ont été sous échantillonnés, comme l'ont été les zones sablonneuses à Pemba, Luhanga, Bangwe, et les zones rocheuses à Uvira (RD du Congo). Le modèle de Clench semble prédire de très hautes diversités spécifiques, et ainsi suggèrent qu'un nombre insuffisant d'échantillons a été pris avec la technique SVC à tous les sites. Ces prédictions du modèle Clench ne sont pas fortement appuyées par la comparaison de notre échantillonnage avec le nombre total d'espèces enregistrées dans le lac (Table 5.5). Les

explorations de ESBIO ont, au total, échantillonnés plus de 80% des espèces de poissons lacustres. Ceci suggère que le modèle de Clench surestime les richesses spécifiques et surestime le nombre d'échantillons requis pour inventorier les populations de poissons. Pour les sites que nous avons le mieux échantillonné, le schéma des espèces cumulées suggérerait toutefois que le modèle de Clench peut être plus approprié. A voir ces preuves plutôt contradictoires, nous suggérerons que les échantillonnages futurs soient basés sur au moins 20 échantillons avec SVC par strate d'exploration jusqu'à ce que les courbes d'espèces cumulées soient mieux connues et définies.

**Figure 2.3** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons du Burundi R D du Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter la différence entre les échelles sur l'axe des y pour les échantillons du Burundi et du Congo.







**Figure 2.5** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels stationnaires des poissons de Zambie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance linéaire et Clench) sont aussi indiqués.

**Table 2.7 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel stationnaire pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

				Modèle de Dépendance Linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Substrat	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Burundi Sud	Rocheux	3	22	26	84	4	38	58	20
Burundi Sud	Sable	4	6	10	60	10	16	37	63
Gitaza	Rocheux	3	26	27	96	2	35	75	9
<b>RD CONGO</b>									
Pemba etc	Rocheux	21	61	58	105	9	69	88	28
Pemba etc	Sable	2	4	6	63	5	10	39	28
Uvira	Rocheux	4	21	31	67	8	50	42	50
Uvira	Sable	21	33	37	89	23	53	62	116
<b>TANZANIE</b>									
Gombe	Rocheux	13	54	54	100	9	69	78	35
Gombe	Sable	18	55	60	92	19	83	66	90
Kigoma	Rocheux	9	26	30	87	11	43	60	55
Kigoma	Sable	3	9	16	57	8	26	34	52
Mahale	Rocheux	25	82	78	106	11	93	89	37
Mahale	Sable	19	60	60	100	13	78	77	54
Mahale	Coquilles	2	4	4	89	2	6	68	9
<b>ZAMBIE</b>									
Cameron Bay	Rocheux	4	35	43	82	5	63	56	29
Cameron Bay	Sable	2	5	6	81	3	9	56	14
Katoto etc	Rocheux	10	48	49	99	7	63	76	29
Katoto etc	Sable	5	28	59	48	18	103	27	120

$N$  = nombre d'échantillons par SVC,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

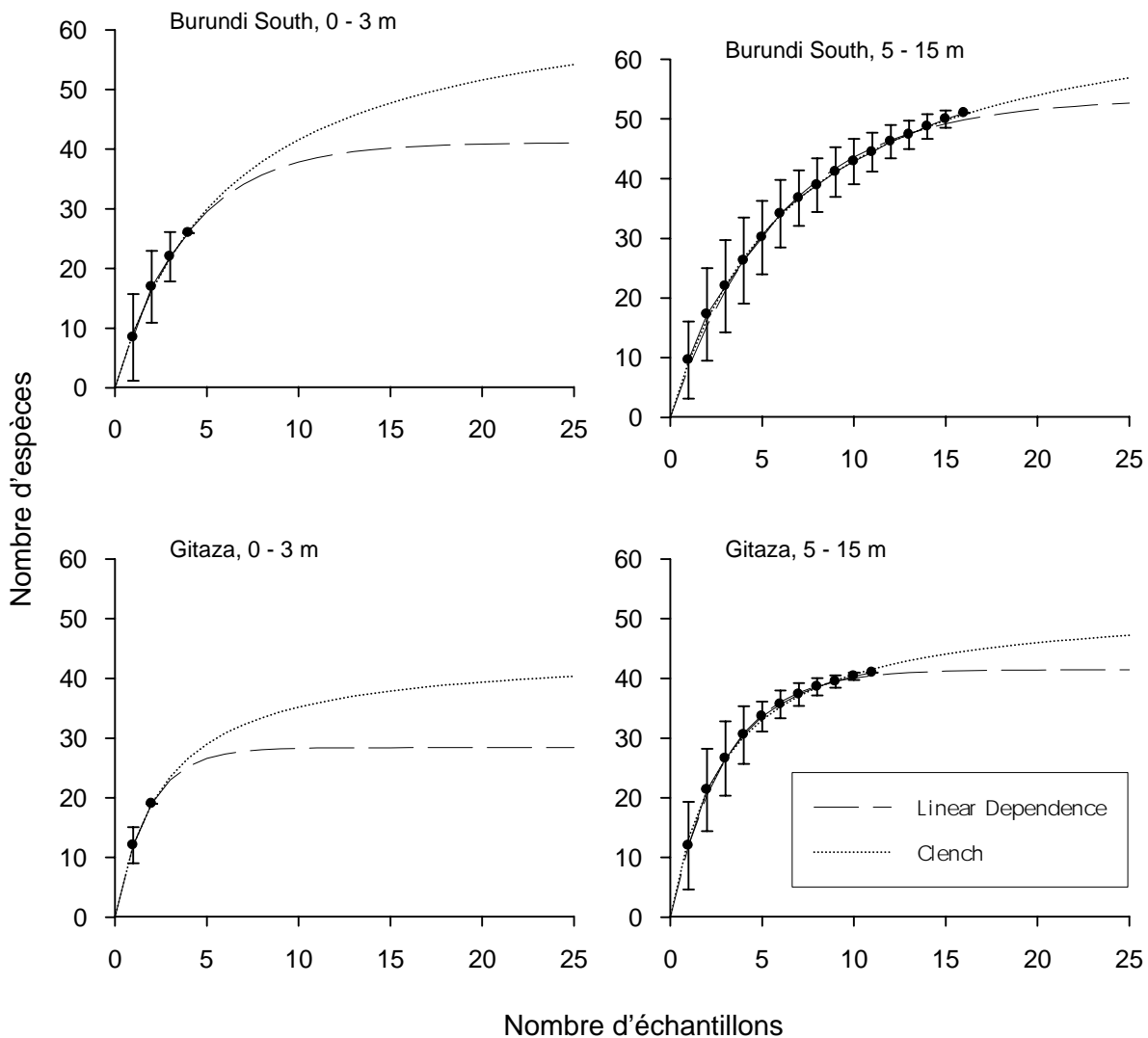


### 2.8.2 L'effort d'échantillonnage de l'inventaire visuel rapide (RVC)

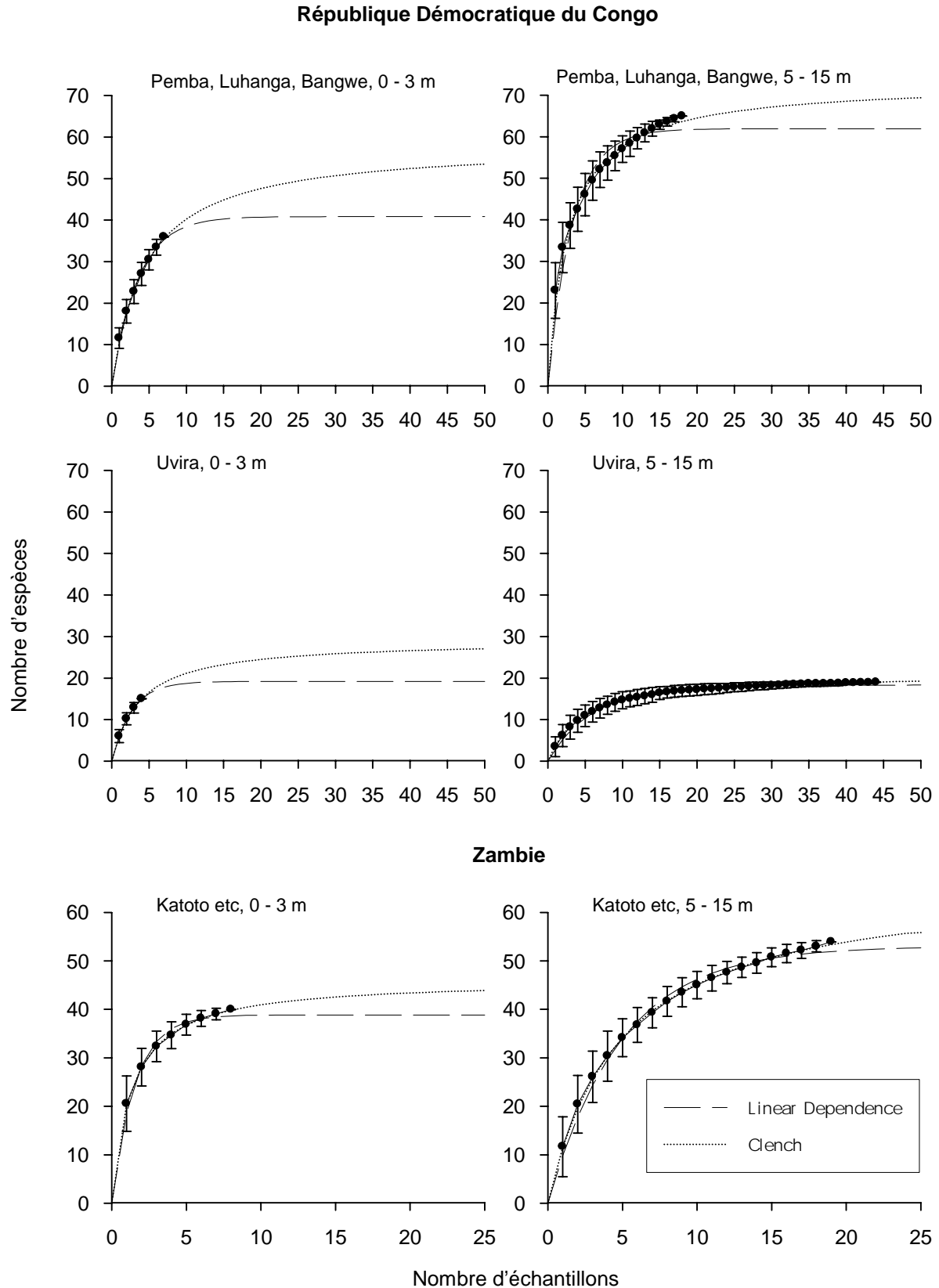
Pour le RVC, l'unité de base de l'échantillonnage est un transect linéaire, défini en termes de temps (15 minutes), au lieu d'une distance couverte. L'effort d'échantillonnage était exprimé en termes de nombres d'espèces cumulées par transect d'échantillonnage, mais ceci pourrait facilement être converti en temps d'échantillonnage ou en espace estimé si cela était nécessaire. Les échantillons n'ont pas été regroupés par substrats, puisque les échantillons de RVC intégraient fréquemment plusieurs types de substrats, de telle manière qu'aucune séparation significative n'aurait pu être faite. Ceci accroîtra la variance et tendra à surestimer l'effort minimal d'échantillonnage requis pour la zone prise dans son ensemble.

Puisque la technique RVC était appliquée à la fois dans le littoral peu profond (5-15 m) et les bords (0-3 m), alors que la technique SVC étaient seulement conduite pour les profondeurs de 5 à 15m, nous avons analysé ces deux niveaux de profondeurs séparément. Quatre transects furent aussi parcourus dans le bande de 16 à 25 m dans le cadre des activités d'exploration en Zambie, mais les limitations pour le temps de séjour sous eau (et de provision d'air) pour une plongée continue avec SCUBA empêche probablement des explorations de routine à cette profondeur et au delà. Ces données ne sont pas incluses dans l'analyse. Les courbes d'espèces cumulées et les modèles asymptotiques ajustés sont donnés dans la Figure 2.7, Figure 2.8 et Figure 2.9.

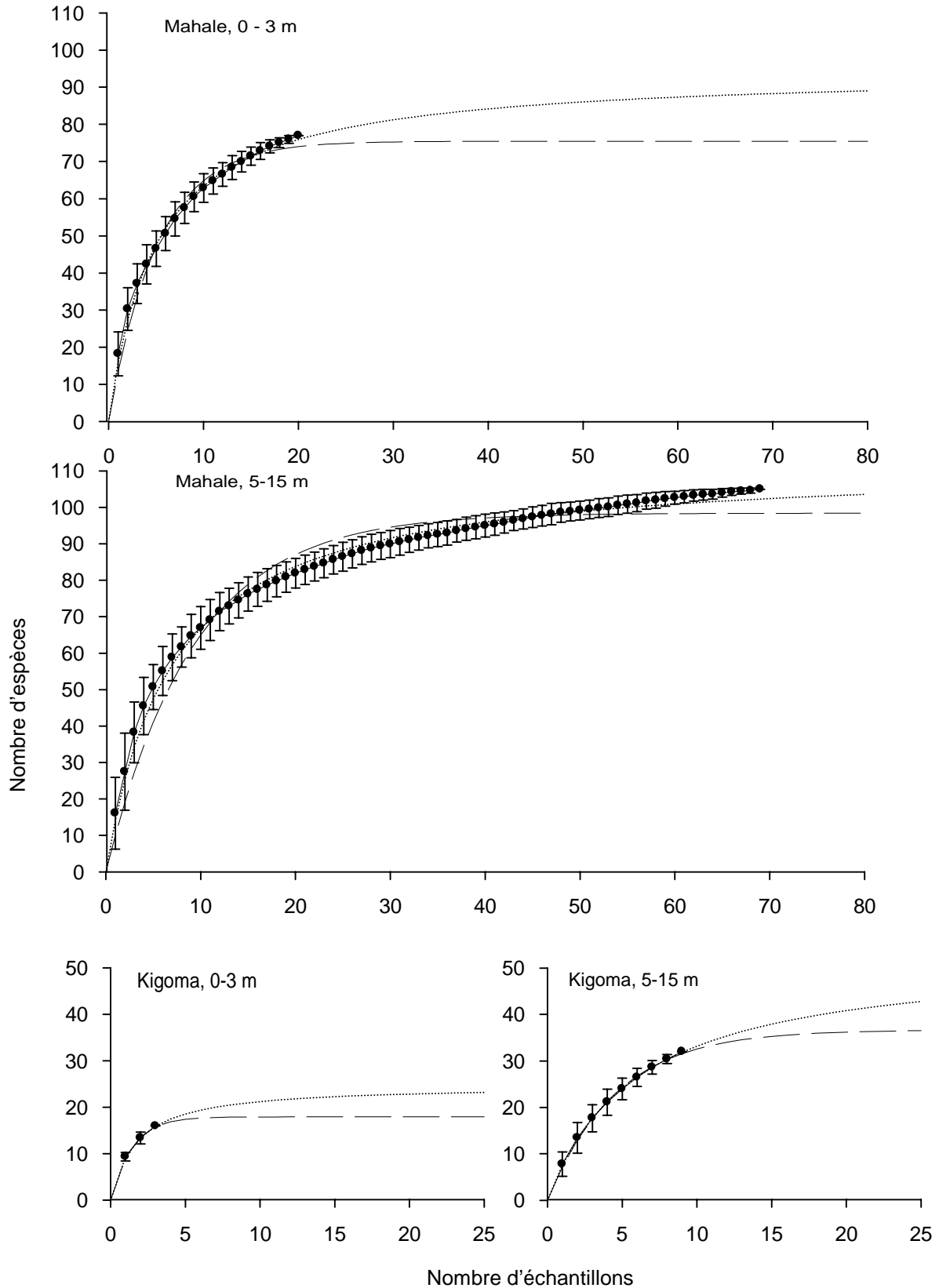
**Figure 2.7 Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons du Burundi. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués.**



**Figure 2.8** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la R D Congo et e la Zambie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour R D Congo et la Zambie.



**Figure 2.9** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les données d'inventaires visuels rapides de poissons de la Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajusté (Dépendance Linéaire et Clench) sont aussi indiqués. Noter que les échelles différents pour les axes X et Y pour Mahale et Kigoma. Ceci est fait pour la clarté de la présentation.



**Table 2.8 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage pour l'inventaire visuel rapide (RVC) d'espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

				Modèle de Dépendance Linéaire				Modèle de Clench	
Zone	Gamme de profondeurs (m)	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Burundi Sud	0 to 3	4	26	41	63	9	68	38	57
Burundi Sud	5 to 15	16	51	53	96	14	73	70	62
Gitaza	0 to 3	2	19	28	67	4	45	42	24
Gitaza	5 to 15	11	41	42	99	7	53	77	27
<b>RD CONGO</b>									
Pemba etc	0 to 3	7	36	41	88	8	58	62	40
Pemba etc	5 to 15	18	65	62	105	8	73	89	24
Uvira	0 to 3	4	15	19	78	6	29	52	34
Uvira	5 to 15	44	19	18	103	14	21	90	41
<b>TANZANIE</b>									
Kigoma	0 to 3	3	16	18	89	3	25	65	15
Kigoma	5 to 15	9	32	37	87	11	53	60	54
Mahale	0 to 3	20	77	75	102	12	94	82	44
Mahale	5 to 15	69	105	98	107	21	113	93	62
<b>ZAMBIE</b>									
Katoto etc	0 to 3	8	40	39	103	4	46	87	11
Katoto etc	5 to 15	19	54	53	102	11	67	81	43

$N$  = nombre d'échantillons par RVC,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

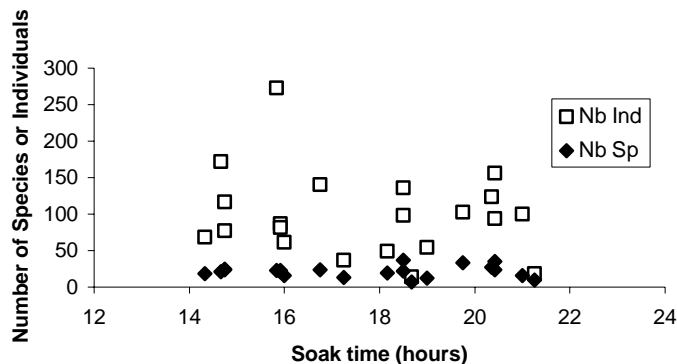
Même si les données de RVC de la bande de 5 à 15 au Sud du Burundi et à Gitaza étaient suffisantes pour identifier un gamme relativement étroite pour la quasi totalité de la richesses spécifique, un sous échantillonnage pour la bande de 0 à 3 m signifie que les extrapolations ne seraient pas très fiables (Figure 2.7), et ainsi conduiraient à des estimations non fiables de la taille minimale de l'échantillon requis (Table 2.8) et une difficulté dans la détermination du modèle asymptotique qui donne le meilleur ajustement sur la courbe d'espèces cumulées prises au hasard.

L'examen des données venant des zones les mieux échantillonnées parmi les échantillons de la R.D. Congo et de la Zambie (Figure 2.8) indique que le modèle de Clench peut donner le meilleur ajustement sur la courbe d'espèces cumulées observées aussi pour la technique l'inventaire visuelle rapide (RVS). Ceci est confirmé par l'examen des courbes d'espèces cumulées de Mahale (Figure 2.9), où le modèle de Clench donne le meilleur ajustement même pour la partie aide de la courbe d'espèces cumulées.

Les explorations avec RVC (Table 2.8) ont enregistrées généralement un nombre d'espèces légèrement plus haut que celui des exploration avec SVC (Table 2.7) probablement parce qu'elles couvraient de plus grandes surfaces et incluaient des espèces plus grandes et plus mobiles, mais peut être au détriment des espèces plus petites et plus discrètes. Selon le modèle de dépendance linéaire, une moyenne de 9 RVCs sont généralement adéquats pour échantillonner 90% du total des espèces estimées comme présentes (Table 2.8), quelques fois moins, dépendant de la richesse et de l'hétérogénéité de la zone explorée. Selon ce modèle, la plupart des zones furent explorées adéquatement par l'équipe BLOSS. Une fois encore, le modèle de Clench donne de plus hautes estimations pour la taille requise pour l'échantillon (11-62, moyenne 38). Si ce modèle est accepté, alors seulement Pemba, Bangwe et Luhanga, Uvira et Mahale furent échantillonnés adéquatement pour les gammes de profondeurs de 5-15m. En regroupant les échantillons pris à 5, 10 et 15 m, nous avons accru la taille de l'échantillon mais probablement accru aussi la variance. Pour les RVC basés sur observation avec tuba au niveau des profondeurs de 0-3 m, la taille des échantillons était plus petite (généralement une observation avec tuba pour 3 plongée d'exploration à 5-15 m). Les explorations futures devraient chercher à réaliser au moins 10 RVCs par strate d'exploration, et, si le modèle de Clench est plus précis, 40 transects de RVC permettraient avec plus de certitude qu'une proportion adéquate (90%) des espèces de poissons présentes sont enregistrées. Une fois encore, ce nombre variera avec la richesse spécifique et l'hétérogénéité de l'habitat, et il sera ainsi difficile de le fixer à l'avance.

### **2.8.3 L'effort d'échantillonnage avec les filets maillants.**

Pour les échantillons pris aux filets maillants, il n'était pas toujours possible de standardiser la durée de pose, vu que la pêche aux filets était souvent conduite parallèlement avec d'autres activités d'explorations. En théorie, on pourrait faire des corrections pour les différences dans le temps de pose en supposant que des filets posés plus longtemps auraient capturés plus de poissons (et ainsi auraient vraisemblablement récolté plus d'espèces). L'hypothèse est qu'il y a une relation linéaire entre le temps que le filet maillant passe dans l'eau et ce qu'il capture. Cette hypothèse pourrait ne pas être valide (Minns and Hurley, 1988) ; ainsi l'avons- nous testé en utilisant les données des poses de filets maillants à Mahale pendant la nuit: les temps de pose variaient pour des raisons liées à la logistique des explorations, mais ceci n'a pas entraîné de relations significatives avec les captures (Figure 2.10).



**Figure 2.10** Tracé en nuage de temps de pose contre le nombre d'espèces et d'individus capturés dans des filets maillants posés la nuit dans le Parc National de Mahale, basé sur 21 poses.

Il n'y a pas de relation significative linéaire (linéaire) entre le temps de pose et la prise totale ( $r^2 = 0.04$ ,  $F = 0.764$ ,  $P_{1,19} = 0.39$ ) ou du temps de pose et le nombre d'espèces récoltées ( $r^2 < 0.001$ ,  $F = 0.01$ ,  $P_{1,19} = 0.91$ ); nous supposons donc que le temps de pose le plus court (14 heures) dépasse le temps de saturation pour le filet, et prend chaque pose comme étant une répétition d'échantillons équivalents.

Pour Rusizi, les poses étaient faites régulièrement à 1700 et relevées à 0800 (15 heures). Les poses de filets à Mahale peuvent être prises comme équivalentes à des unités d'échantillonnage comme peuvent l'être des filets posés à d'autres endroits, qui ont couverts de périodes de temps similaires. Les filets posés de jours à Rusizi l'étaient toujours pour la même période (0900 – 1500; 6 heures), ainsi aucun test sur les effets du temps de pose sur la capture pouvait être effectué. Le temps le plus court que les filets posés pendant le jour ont pêché peut compter, au moins en partie, pour leurs captures plus basses, à la fois pour le nombre d'espèces et d'individus. Le temps d'échantillonnage idéal minimum pour une représentation adéquate est donc encore à déterminer.

Après avoir affirmé que les captures n'étaient pas étroitement liées au temps de pose, nous utilisons « une pose de filet maillant » comme notre unité standard d'échantillonnage. Des tentatives pour standardiser les temps de pose comme 15 heures la nuit et 6 heures le jour ont été faites ailleurs. Ces unités d'effort d'échantillonnage sont visiblement seulement applicable pour la configuration de filet utilisée dans notre programme, et des explorations futures utilisant des engins différents devraient recalibrer le temps minimum d'effort d'échantillonnage requis.

Nous avons tracé les courbes d'espèces cumulées pour établir le nombre de répétitions des poses de filets maillants requis échantillonner toutes les espèces des poissons vulnérables aux filets dans la zone. Des analyses séparées furent réalisées pour les poses de filets maillants de jours et de nuits, utilisant les explorations conduites le long de la côte burundaise, congolaise, tanzanienne et zambienne.

Les analyses abordent la question suivante: quel effort d'échantillonnage aux filets maillants est requis pour échantillonner la communauté de poissons d'une manière adéquate, et est-ce que ceci varie entre la nuit et le jour, ou entre les zones (comme fonction de l'irrégularité de la distribution et/ou de la diversité)? On peut y répondre en évaluant l'effort cumulé requis pour qu'aucune nouvelle espèce ne soit plus trouvée dans des échantillons successifs de filets. Le nombre d'espèces capturées dans chaque pose est enregistré, et le nombre cumulé d'espèces calculé par vérification de nouvelles espèces ajoutées par les poses successives de filet. Chaque sous-échantillon de données était sélectionné, et les poses individuelles

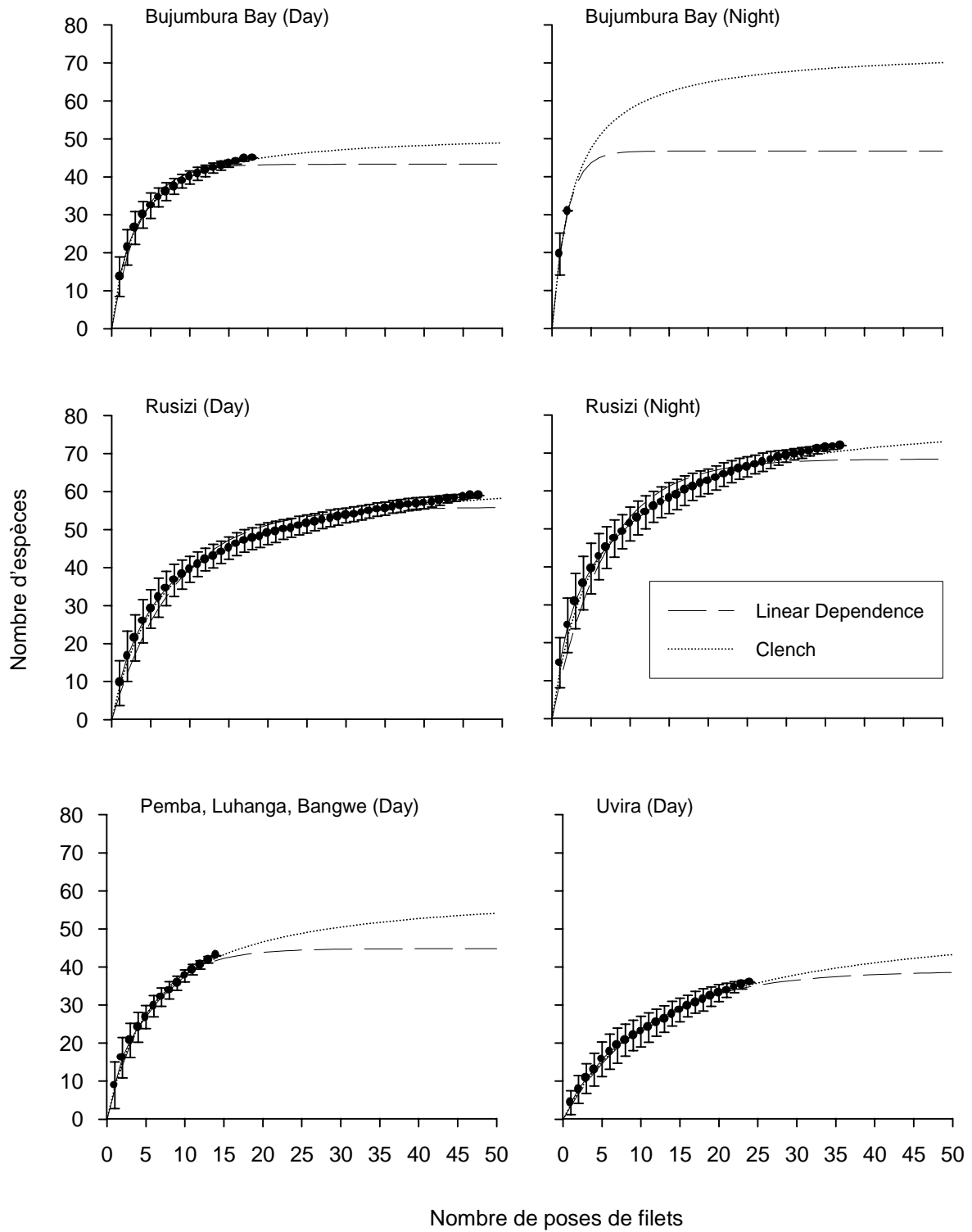
étaient ajoutées successivement à l'ensemble des données au hasard. L'établissement d'un ordre au hasard de l'ordre de 100 fut réalisé, en utilisant le logiciel Estimates (Colwell, 1997).

Les données viennent d'un ensemble d'explorations intensives planifiées dans les zones particulières (p. ex. Uvira, Rusizi, Mahale, Nsumbu) et des extensions plus ponctuelles et sporadiques durant les explorations de formation et d'exploration proprement dite. Ces dernières tendent à souffrir de sous-échantillonnage (voir graphiques isolés dans la Figure 2.11, Figure 2.12, Figure 2.13).

Un assez grand nombre d'échantillons aux filets maillants a été pris dans la partie nord du lac (Burundi et R D Congo), même avec les limitations à l'échantillonnage de nuit imposée par la situation d'insécurité. La comparaison jour/nuit basée sur des échantillons similaires est possible pour la Rusizi, où il est clair que les poses de nuit donnent des estimations plus élevées de la richesse spécifique (Figure 2.11). Même pour des zones bien échantillonnées, les courbes n'ont pas atteint une asymptote claire. Par contre, le modèle de Clench, avec son élévation continue de la richesse spécifique estimée, semble mieux s'ajuster aux données. Ceci veut dire qu'il y a un grand nombre d'espèces rares ou non rencontrées fréquemment, et qu'un de bonnes estimations de la richesse totale peuvent seulement être réalisées avec de très grandes tailles d'échantillons. Ceci est bien illustré pour Mahale (Figure 2.12), où après 23 poses de filets maillants la courbe d'espèces cumulées n'a pas atteint une asymptote.

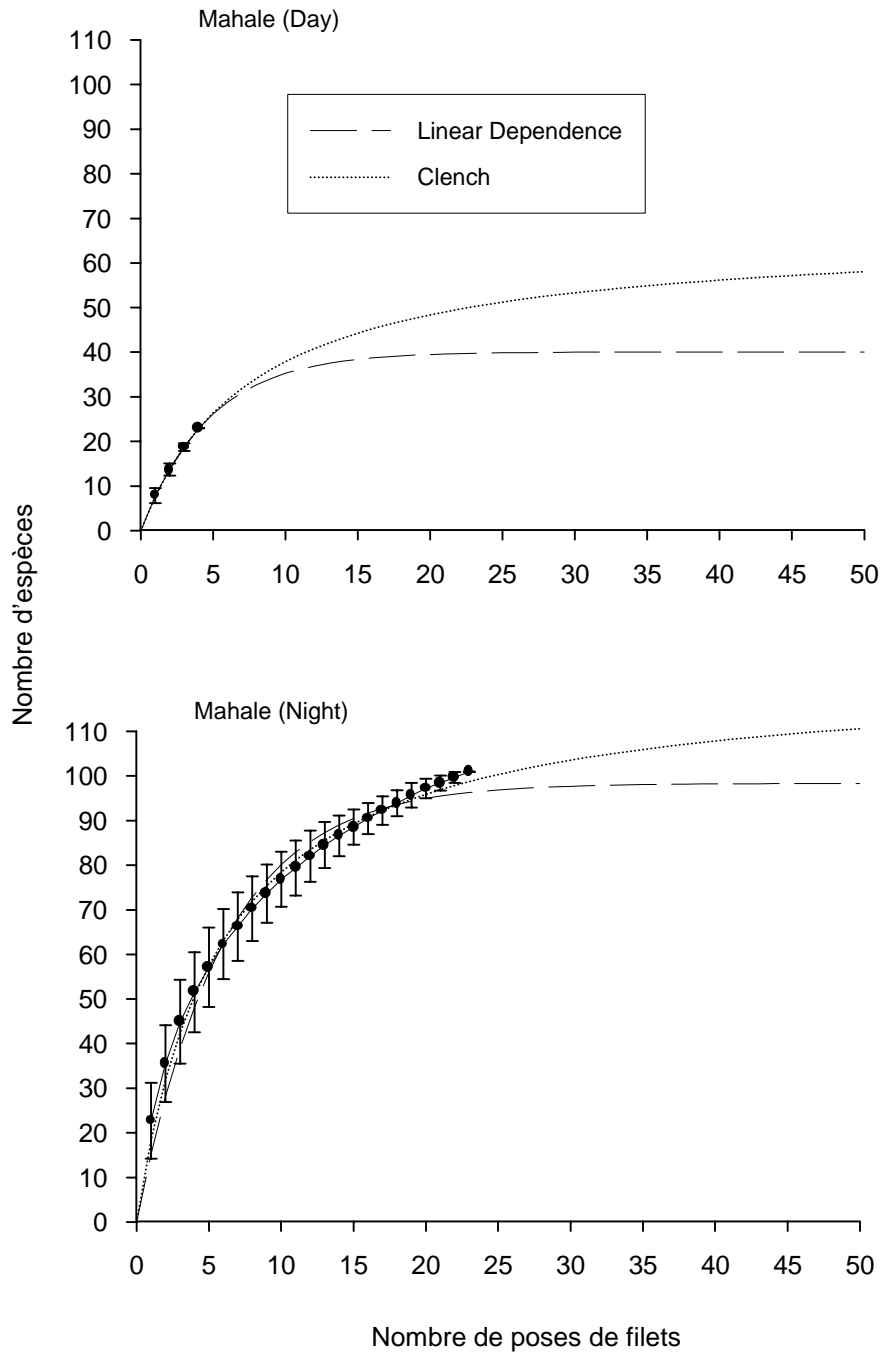
Les filets maillants ont été une importante méthode d'échantillonnage en Zambie, où les occasions de plongée sont limitées sérieusement par les risques d'attaques par les crocodiles et les hippopotames. Même si une large gamme de zones a été échantillonnée en Zambie, la petite taille des échantillons mène à des incertitudes à propos des richesses spécifiques suggérées par l'asymptote (Figure 2.13). On voit clairement que plus la courbe des espèces cumulées observées est courte, plus grande est la divergence qu'il y a entre les extrapolations pour la richesse spécifique prédites entre les deux modèles asymptotiques. Ceci illustre en plus que les techniques d'extrapolation, alors qu'elles peuvent être utiles pour donner les estimations préliminaires de la richesse spécifique, ne sont pas des substituts pour un programme d'échantillonnage avec de nombreuses répétitions.

**Figure 2.11** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux du Burundi et de la R.D. Congo. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.

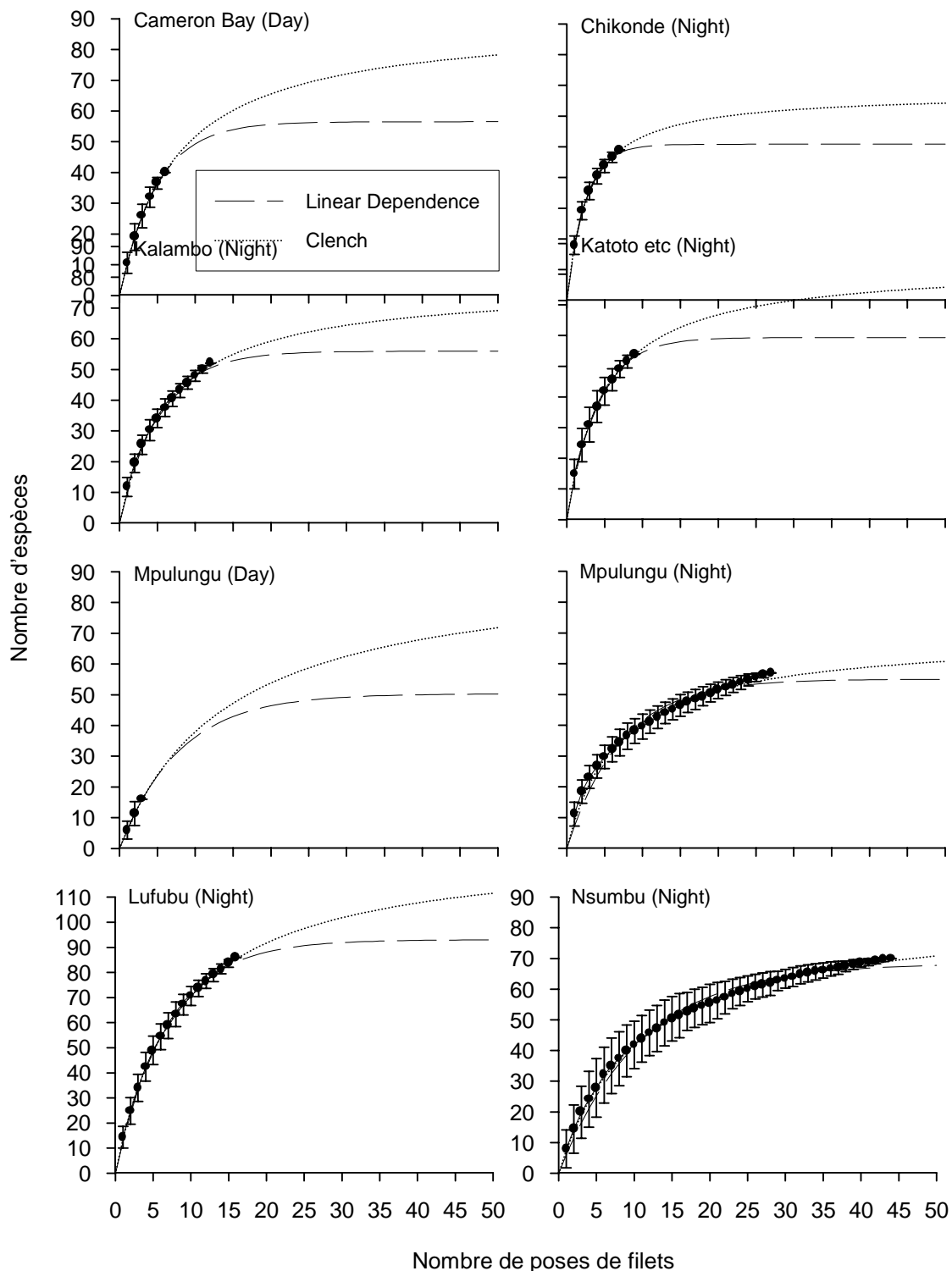




**Figure 2.12** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans le Parc national de Mahale, Tanzanie. Les modèles asymptotiques ajustés (Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués.



**Figure 2.13** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) pour les explorations avec des filets maillants dans les eaux zambiennes. Les modèles asymptotiques ajustés Dépendance Linéaire et Clench) sont indiqués. Noter que l'axe des Y pour l'échantillon de la Lufubu est à une échelle différente du reste (0-110 espèces au lieu de 0-90)



**Table 2.9 Analyse de l'adéquation de l'échantillonnage avec des filets maillants pour les espèces de poissons, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails).**

				Modèle de dépendance linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Temps de pose	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>									
Baie de Bujumbura	Jour	18	45	43	104	8	52	87	26
Baie de Bujumbura	Nuit	2	31	47	66	4	74	42	25
Rusizi	Jour	47	59	56	106	19	66	89	60
Rusizi	Nuit	37	72	69	105	15	81	89	49
<b>DR CONGO</b>									
Pemba, Luhanga, Bangwe	Jour	14	43	45	96	12	61	71	55
Uvira	Jour	24	36	39	92	24	55	66	118
<b>TANZANIE</b>									
Mahale	Jour	4	23	40	58	11	67	34	69
Mahale	Nuit	23	101	98	103	14	132	77	51
<b>ZAMBIE</b>									
Cameron Bay	Jour	6	40	57	70	11	90	58	66
Chikonde	Nuit	7	49	51	96	6	68	72	24
Kalambo	Nuit	12	52	56	93	12	78	67	56
Katoto etc	Nuit	9	54	59	92	9	83	65	44
Lufubu	Nuit	16	86	93	92	16	130	66	76
Mpulungu	Jour	3	16	50	32	18	92	17	129
Mpulungu	Nuit	27	57	55	104	16	69	82	62
Nsumbu NP	Nuit	44	70	69	102	25	86	81	95

$N$  = nombre d'échantillons avec filets maillants,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

N.B. La pose de jour à Katoto etc est exclue ( $N = 2$ ) parce que tous les modèles n'ont pas pu atteindre l'asymptote.

Les estimations de la taille de l'échantillon requis pour capturer 90% de la richesse spécifique présumée présente sont données dans la Table 2.9. Une fois encore, le modèle de Dépendance Linéaire suggère que la plupart de zones ont été échantillonnées adéquatement, à l'exception de celles où 6 échantillons ou moins ont été récoltés. Une moyenne de 23 échantillons est requise pour capturer 90% des espèces estimées, avec une gamme de 2 à 25 échantillons pour certaines combinaisons de zones et temps de pose. Le Modèle de Clench donne encore des estimations plus élevées pour les tailles requises, allant de 9 à 129 avec une moyenne de 60. Le modèle de Clench suggère que dans les zones où la plupart de nos échantillonnage ont eu lieu, les principales zones d'exploration, nous avons collecté entre 70 et 90% du total des espèces de poissons estimées.

Les zones représentées par une seule pose de filets maillants ne sont incluses pas dans l'analyse: il s'agit de poses de nuit à Gitaza, Burundi (15 espèces, dont 10 espèces étaient représentées par un seul spécimen) et Kigoma, Tanzanie (7 espèces dont 3 singletons) et des poses de jours à Kalambo (11 espèces dont 6 singletons) et Chikonde, Zambie (2 espèces). Nous avons aussi exclu du graphique les données de toutes les combinaisons de sites et temps de pose avec moins de quatre réplifications d'échantillons, étant donné que les extrapolations à partir d'échantillons de si petites tailles ne sont crédibles.

Les résultats de l'analyse de l'adéquation de l'échantillonnage présentés dans les Table 2.9, Figure 2.11, Figure 2.12, et Figure 2.13 suggèrent que, avec les filets maillants utilisés, un assez grand nombre de série de réplifications devrait être obtenu pour garantir des estimations de richesse spécifiques raisonnables. Une fois encore, l'estimation de la taille requis pour l'échantillon varie selon la zone, et diffère visiblement selon le type de modèle choisi pour représenter la meilleure extrapolation, de la conséquence probable de la récolte d'espèces supplémentaires. Dans la plupart des cas où les échantillonnages ont été adéquats, le modèle de Clench paraît s'ajuster le mieux à la distribution des espèces d'autant mieux que l'asymptote est approchés (même si la différence dans l'ajustement n'est statistiquement significative dans aucun des cas, avec des valeurs de  $r^2$  habituellement  $>0.99$  pour tous les modèles – voir Annexe 8.3: Table 8.5). Si le modèle de Clench est accepté comme préférable, les explorations futures devraient alors employer au moins 60 poses de filets maillants par site, avec des tailles d'échantillons requis pour des zones comme Nsumbu probablement aussi élevées que 95, (Table 2.9). Ces estimations en effet spécifiques aux filets maillants utilisés dans ce programme, et doivent être recalculées pour chaque type d'engin utilisé – une autre incitation pour aller vers la standardisation des méthodes d'échantillonnage entre les explorations.

#### **2.8.4 Effort d'échantillonnage pour mollusques**

L'échantillonnage pour les mollusques a été fait à la fois en plongée avec SCUBA et avec des techniques de dragages. Le dragage n'était pas très efficace, probablement due à la petite ouverture de la drague de naturaliste utilisée, et à la relative distribution irrégulière des mollusques vivant sur le sable. Le dragage a été effectué seulement à Rusizi et Nsumbu. Les données sur l'effort d'échantillonnage à la drague ne sont pas considérées ici. Les opérations standardisées pour la recherche de mollusques constituent l'unité d'échantillonnage pour les explorations en plongée.

Comme l'échantillonnage des mollusques a évolué au fur et à mesure que les aptitudes à l'identification se développaient et que les protocoles se raffinaient, les tailles des échantillons étaient généralement petits. Pour prendre les décisions à propos de la manière de traiter l'ensemble des données, p. ex. s'il faut regrouper ou subdiviser les données sur la base des substrats et/ou de la profondeur, nous nous sommes basés sur les observations de terrain des explorations de ES BIO aussi bien que sur base d'expéditions d'échantillonnage antérieures (K. West). Ainsi, les échantillons de chaque site furent subdivisés dans les cinq principales catégories de substrats: sable, mixte sable, mixte roche, roche, lits de coquilles. En plus, les catégories de profondeurs furent assignées en se basant sur de larges subdivisions de la zone littorale (0m, 5-15m,  $>20m$ ), qui semblent correspondre à la donation des espèces selon les profondeurs (West, 1997). Comme résultat, le nombre de réplifications pour chaque combinaison de substrat par localité est plutôt faible (Table 2.10).

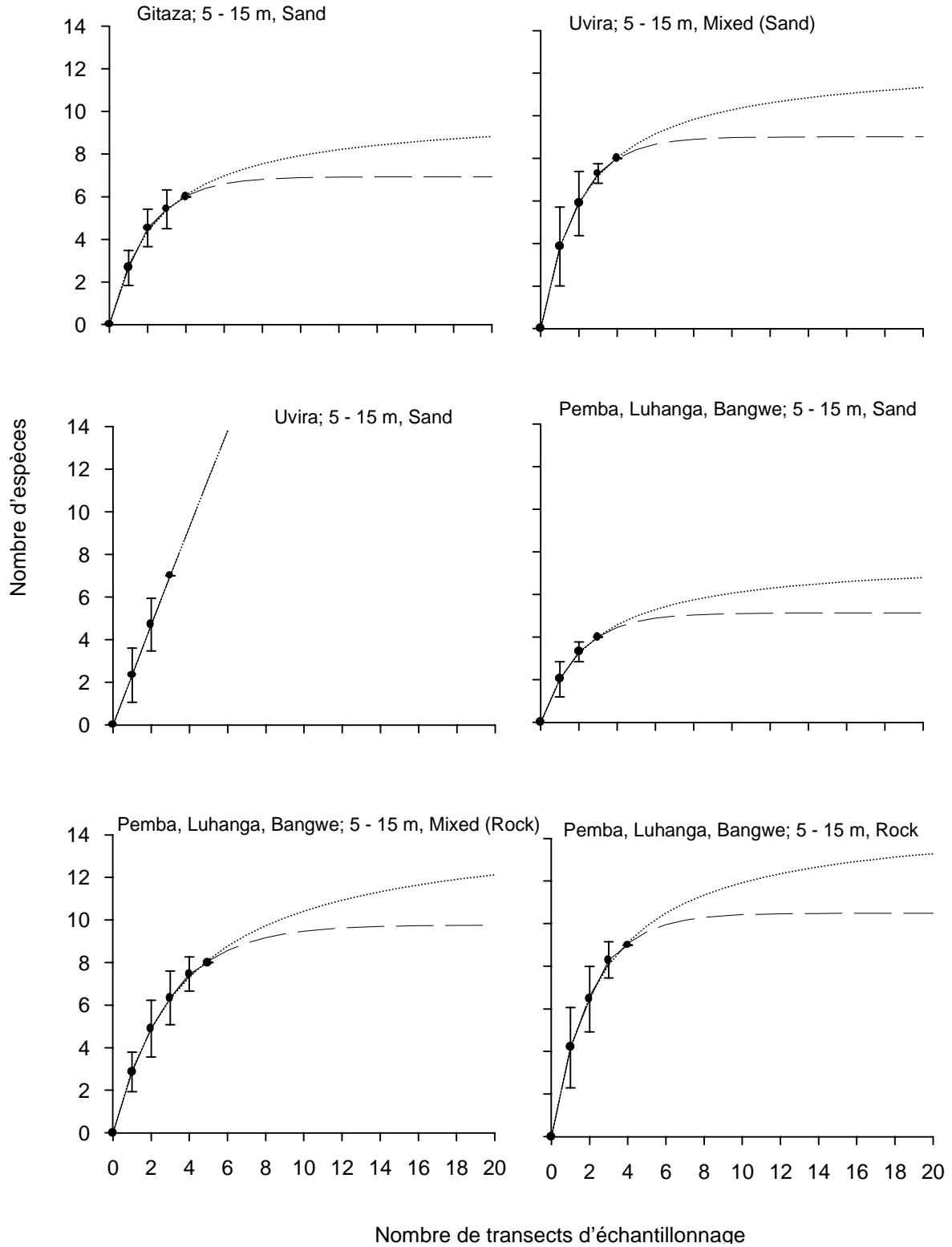
Les courbes d'espèces cumulées par échantillon furent tracées pour chaque combinaison de site, profondeur, et catégorie de substrat pour laquelle trois répliques de transect ou plus étaient disponibles (Figure 2.14 and Figure 2.15). Les protocoles pour l'échantillonnage des mollusques furent développés après beaucoup d'essais et erreurs, et devaient attendre le développement de la capacité de les identifier au sein de l'équipe ESBIO. Cette capacité se développait à mesure que l'un d'entre nous (K. West) se spécialisant dans les mollusques du lac Tanganyika était en mesure de se joindre aux équipes de terrain pour les activités de formation et d'exploration, et de produire le matériel pour l'identification de terrain (West et al 2000). Il y a donc une tendance à ce que les mollusques soient sous-échantillonnés, comme illustré dans la Figure 2.14. Dans le cas de l'habitat sablonneux à Uvira, la stabilisation du niveau de la courbe d'espèces cumulées n'est pas évidente après 3 transects. Beaucoup de combinaisons profondeur/substrat/site avaient entre 0 et 2 échantillons seulement, et ne sont pas analysées ici.

Le P N de Mahale a été plutôt mieux échantillonné, et plusieurs combinaisons de profondeur/habitat/catégorie de substrats donnent des répliques de transects suffisants pour ajuster des modèles aux courbes d'espèces cumulées. Beaucoup de ces courbes n'approchent pas toutefois la richesse spécifique totale estimée pour l'effort d'échantillonnage appliqué (Figure 2.15). Seuls les échantillons des substrats rocheux mixtes à Mahale atteignent un asymptote claire. Ceci est une indications d'un haut degré d'hétérogénéité (et ainsi d'incertitude si oui ou non des espèces supplémentaires seraient trouvées dans des transects d'échantillonnage supplémentaires). Pour les substrats sablonneux, cela reflète aussi les faibles densités des espèces les plus visibles.

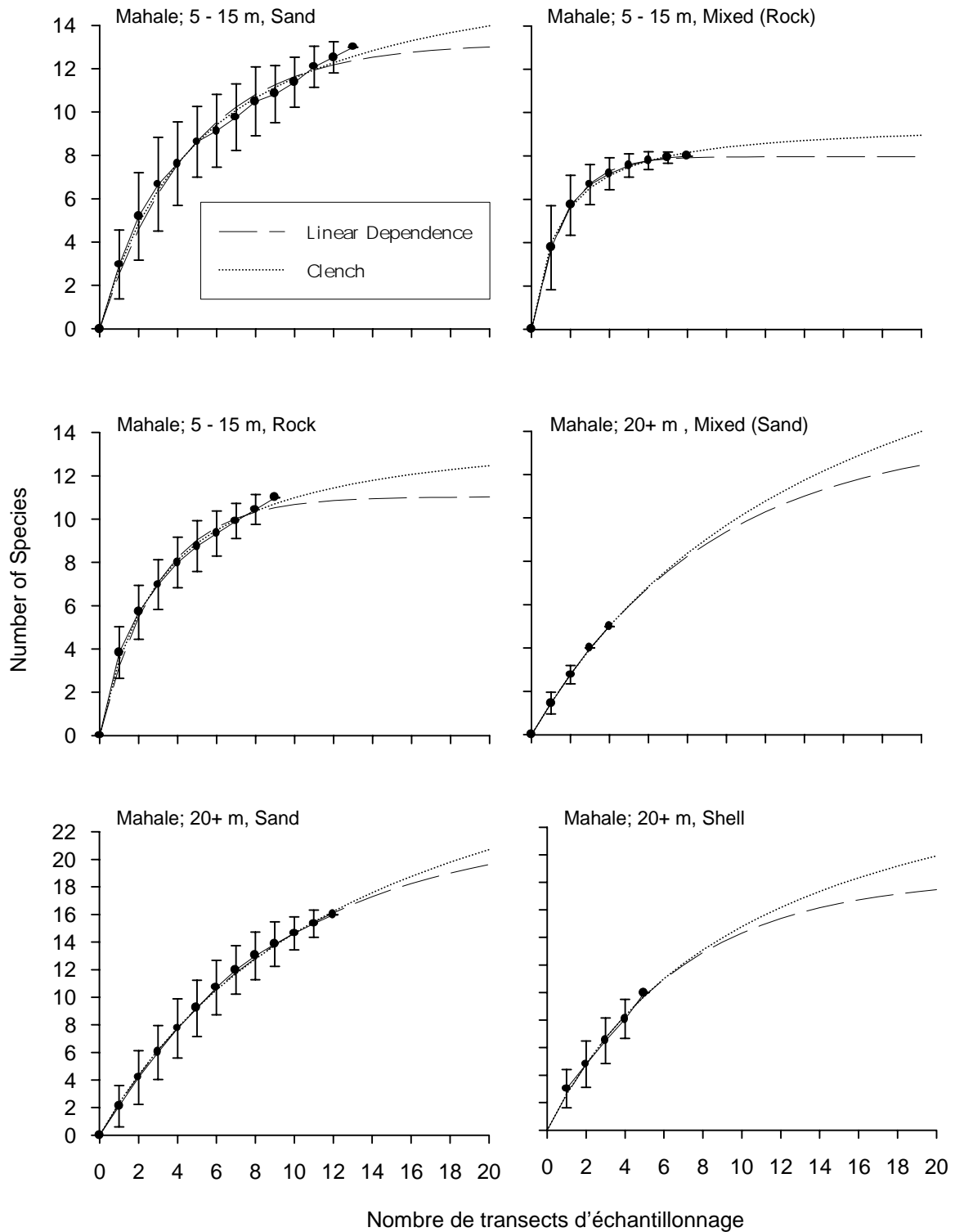
**Table 2.10 Nombre de réplifications des transects pour espèces de mollusques dans chaque strate d'échantillonnage (zone, bande de profondeurs, catégorie de substrat)**

<b>Pays</b>	<b>Zone</b>	<b>Substrat</b>	<b>Prof. (m)</b>	<b>N</b>
Burundi	Gitaza	Rocheux mixte	0	1
	Gitaza	Rocheux mixte	>20	2
	Gitaza	Sable mixte	>20	2
	Gitaza	Rocheux	>20	1
	Gitaza	Sablonneux	>20	1
	Gitaza	Sable mixte	5 à 15	2
	Gitaza	Rocheux mixte	5 à 15	2
	Gitaza	Rocheux	5 à 15	2
	Gitaza	Sablonneux	5 à 15	4
				<b>17</b>
R D Congo	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux	0	2
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux mixte	5 à 15	5
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Rocheux	5 à 15	4
	Pemba, Luhanga, Bangwe	Sablonneux	5 à 15	3
	Uvira	Sable mixte	0	2
	Uvira	Rocheux	0	1
	Uvira	Rocheux	5 à 15	1
	Uvira	Sable mixte	5 à 15	4
	Uvira	Sablonneux	5 à 15	3
				<b>25</b>
Tanzanie	Mahale	Rocheux	0	1
	Mahale	Sable mixte	>20	4
	Mahale	Sablonneux	>20	12
	Mahale	Coquilles	>20	5
	Mahale	Rocheux mixte	>20	2
	Mahale	Coquilles	5 à 15	1
	Mahale	Rocheux mixte	5 à 15	8
	Mahale	Rocheux	5 à 15	9
	Mahale	Sablonneux	5 à 15	13
				<b>55</b>
Nombre total d'échantillons:				<b>97</b>

**Figure 2.14** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée le long de transects au Burundi (Gitaza) et en R D du Congo (tous les autres sites). Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués.



**Figure 2.15** Courbes d'espèces cumulées (avec erreurs standards) issues d'explorations de mollusques en plongée dans la zone littorale du parc national de Mahale. Les modèles d'asymptotes ajustés sont aussi indiqués. L'axe des Y pour l'échantillon de substrats sablonneux et lits de coquilles à plus de 20 m a été tracé à une échelle différente pour plus de clarté.





Les estimations de la richesse spécifique des mollusques sont étudiées dans le Chapitre 4 (en même temps que les calculs de la diversité spécifique des poissons), toutefois, il est évident que relativement peu d'espèces peuvent être attendues dans des explorations telles qu'entreprises, comparées aux explorations des poissons (Table 2.11). Ceci signifie que relativement peu de différences dans les richesses spécifiques auront un grand impact sur la taille minimale calculée de l'échantillon requis pour inventorier 90% des espèces présentes. Avec ceci à l'esprit, il est évident que pour la plupart des sites, cet échantillonnage a sous-échantillonné la diversité des mollusques existants. Selon le modèle de Clench (qui semble s'ajuster mieux aux courbes d'espèces cumulées que le modèle de dépendance linéaire), quelques 20 à 35 transects par strate d'échantillonnage seraient requis pour donner une forte probabilité pour inclure 90% des espèces présentes.

Il y a clairement un besoin pour une exploration plus intensive pour les mollusques, mais il y a toujours un difficile problème d'échantillonnage pour s'occuper des matrices sable/roche, avec des espèces qui changent de taille par ordre de magnitude, nécessitant des techniques d'échantillonnage visuelles et triages mécaniques combinés. Il y a aussi un élément d'apprentissage qui concerne ce type de travail d'exploration, où du personnel expérimenté peut souvent trouver plus d'espèces que les non expérimentées, à travers le développement d'un sens pour la recherche (observation) et la connaissance des schémas de micro-distribution et des préférences pour l'habitat.

**Table 2.11 Analyse de l'adéquation des explorations des mollusques gastéropodes en plongée le long de transects, utilisant deux modèles asymptotiques (voir le texte pour les détails)**

					Modèle de Dépendance Linéaire			Modèle de Clench		
Zone	Prof. (m)	Substrat	N	S <sub>obs</sub>	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )	S <sub>max</sub>	S <sub>obs</sub> :S <sub>max</sub> (%)	N <sub>req</sub> (90% S <sub>max</sub> )
<b>BURUNDI</b>										
Gitaza	5 à 15	Sable	4	6	7	86	5	10	60	23
<b>DR CONGO</b>										
Pemba etc	5 à 15	Sable	3	4	5	78	5	8	52	25
Pemba etc	5 à 15	Roches	4	9	10	86	5	15	60	23
Pemba etc	5 à 15	Roche mixte	5	8	10	82	7	15	55	35
Uvira	5 à 15	Sable mixte	4	8	9	89	4	13	63	20
<b>TANZANIE</b>										
Mahale	5 à 15	Sable	13	13	13	99	11	18	74	47
Mahale	5 à 15	Roche mixte	8	8	8	100	4	10	83	13
Mahale	5 à 15	Roches	9	11	11	100	7	14	76	28
Mahale	> 20 m	Sable mixte	4	5	14	36	21	25	20	145
Mahale	> 20 m	Sable	12	16	22	72	21	35	45	127
Mahale	> 20 m	Coquilles	5	10	18	55	15	30	33	96

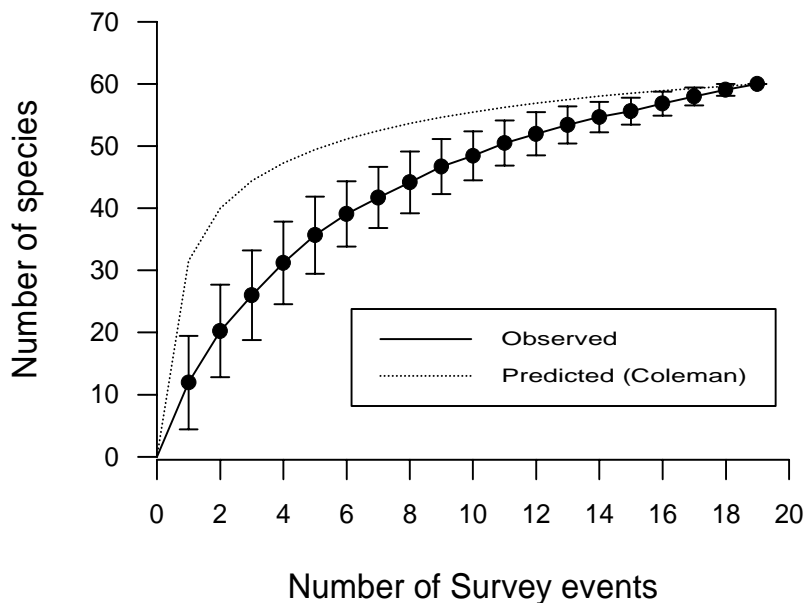
$N$  = nombre d'échantillons pour mollusques,  $S_{obs}$  = nombres d'espèces observées dans ces échantillons,  $S_{max}$  = richesses spécifiques estimées,  $N_{req}$  = le nombre d'échantillons qui seraient requis pour récolter 90% des espèces supposées comme présentes. Noter les estimations de  $S_{max}$  et  $S_{obs}:S_{max}$  sont arrondies à l'unité la plus proche mais les calculs ont été faites avec les estimations originales non arrondies.

N.B. L'échantillon d'Uvira, 5-15 m, Sable, est exclu de l'analyse, parce que tous les modèles n'ont pas pu atteindre une asymptote à un nombre réaliste d'espèces.

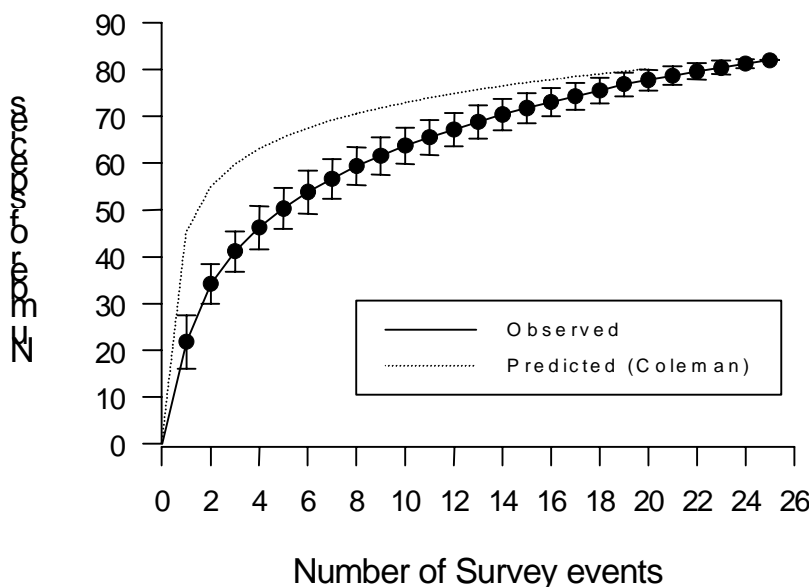
## 2.9 Evaluer l'hétérogénéité d'un échantillon

Un des facteurs clés pour déterminer le biais potentiel dans les estimations de richesses spécifiques à partir d'ensembles de données incomplètes ou d'échantillonnages insuffisantes se trouve dans l'évaluation si les groupes d'échantillons sont raisonnablement homogènes.

a) Inventaire stationnaire visuel de poissons, substrats sablonneux, Parc National de Mahale



b) Inventaire visuel stationnaire de poissons, substrats rocheux, Parc National de Mahale



**Figure 2.16** Comparaison entre les courbes d'espèces cumulées observées (basés sur 100 prises des données au hasard, avec les déviations standards) et les courbes calculées de Coleman ou de « placement au hasard ».

Une voie pour examiner le niveau d'homogénéité consiste à comparer la courbe d'espèces cumulées basée sur les moyennes empiriques prises au hasard, avec la courbe attendue si les individus de tous les échantillons pris ensemble avaient été assignés aux échantillons au hasard. Si la courbe attendue monte plus fortement de manière significative depuis l'origine

que la courbe des moyennes empiriques, l'échantillon empirique est alors plus hétérogène dans la composition spécifique que ne pourrait justifier la seule erreur d'échantillonnage (Colwell and Coddington, 1994).

La Figure 2.16 montre qu'il y a plus d'hétérogénéité dans les ensembles de données que la variable erreur au hasard ne pourrait expliquer seule. Un compromis important doit être fait dans toutes ces analyses, entre la différenciation des échantillons dans des gradients environnementaux connus (profondeur, type de substrat et d'habitats), et entre l'accumulation d'échantillons suffisants pour permettre une analyse raisonnable de la richesse totale à un site. Idéalement, nous aurions dû avoir de grandes tailles d'échantillons dans chacune des combinaisons de profondeur et de substrat. En pratique, nous avons dû regrouper des échantillons sur de larges catégories de substrats et gammes de profondeurs pour faire pour faire toute évaluation des tailles minimales des échantillons requis et des richesses spécifiques totales estimées. Nous devons accepter une réduction dans la précision des estimations de la richesse spécifique, et une réduction des possibilités d'élucider les liens entre des types d'habitats donnés et les communautés de poissons et de mollusques. Pour les poissons, nous avons effectué de plus larges regroupement que pour les mollusques, parce que les inter-relations entre l'habitat et les groupes d'espèces sont vraisemblablement plus fortement liée aux invertébrés benthiques que dans le cas des espèces de poissons plus mobiles.

Comme les échantillons augmenteront dans les échantillonnages futurs, il devrait être possible de réduire l'importance du regroupement, et obtenir des estimations plus fiables de la richesse spécifique par extrapolation à partir d'ensembles de données d'une plus grande homogénéité. Il est certainement désirable de ne pas faire de regroupement sur des gradients environnementaux connus, chaque fois que c'est possible. Toutefois, étant donné que le premier objectif ici n'est pas de mener des études écologiques sur les associations d'espèces par habitats, mais de fournir des estimations préliminaires de la richesse en espèces de larges zones en vue d'une planification de la conservation, faire des regroupements pour accroître les tailles des échantillons dans chaque zone peuvent se justifier.

## **2.10 Tests pour la complémentarité et les biais dans différentes techniques d'échantillonnage.**

### **2.10.1 Méthodes d'échantillonnages des poissons.**

Chaque méthode d'exploration des poissons sera sujet de biais (Perrow *et al.*, 1996). Si les résultats des explorations d'échantillonnages sont à utiliser comparativement, l'importance et la nature des biais doivent alors être analysés. Ceci peut être fait par simple analyse comparative des compositions spécifiques des différents techniques d'exploration utilisées dans la même zone.

Deux types des comparaisons qualitatives sont employées ici comme analyse préliminaire. Premièrement nous avons compté les espèces capturées uniquement avec chacune des méthodes employées (filets maillants de jour, filets maillants de nuit, SVC, RVC) et calculé les simples indices de similarité:

$$\text{Similarity} = \frac{2c}{a+b} \quad \text{Krebs, 1978.}$$

Où  $a$  = nombre d'espèces dans l'échantillon A,  $b$  = nombre d'espèces dans l'échantillon B et  $c$  = nombre d'espèces communes à A et B.

Un haut indice de similarité indiquait que l'usage de n'importe laquelle des méthode aurait inclus la plupart des espèces présentes, et une faible similarité indiquait qu'il était nécessaire d'utiliser l'ensemble des méthodes pour explorer adéquatement la population de poissons. Ceci donne une indication des types de poissons qui pourraient avoir été manquées dans les explorations qui n'utilisent pas toute la gamme de techniques, mais est sensible à l'apparition d'espèces rares ou peu fréquentes, et adopte des efforts d'échantillonnages comparables.

Deuxièmement, nous avons créé une liste des 10 espèces les plus abondantes enregistrées par chacune des méthodes quantitatives d'exploration (filets maillants de jour, filets maillants de nuit, SVC). En comparant quelles espèces sont les plus abondantes avec chacune des méthodes, nous pouvions évaluer si différentes techniques échantillonnaient des sections différentes de la même communauté de poissons.

### 2.10.2 Comparer les captures avec les filets maillants, à Rusizi

Les pêches de nuit avec filets maillants tendaient à capturer plus d'espèces de poissons plus d'espèces que les pêches de jour avec les mêmes filets (Figure 2.11, Figure 2.12 et Figure 2.13 : Table 2.9). A Rusizi, par exemple, 59 espèces ont été récoltées en 23 poses de jour, alors que 18 poses de nuit ont données 72 espèces. Toutefois, il doit être noté que la durée des poses du jour était plus courte que celle des poses de nuit (un total de 138 heures le jour, 270 la nuit), nous avons établi qu'il ne semble pas y avoir une relation entre la durée de pose et l'importance des prises que ce soit en termes de nombres d'espèces ou de nombres d'individus capturés, dans les limites des temps de pose adoptés dans ce programme d'exploration (Figure 2.10).

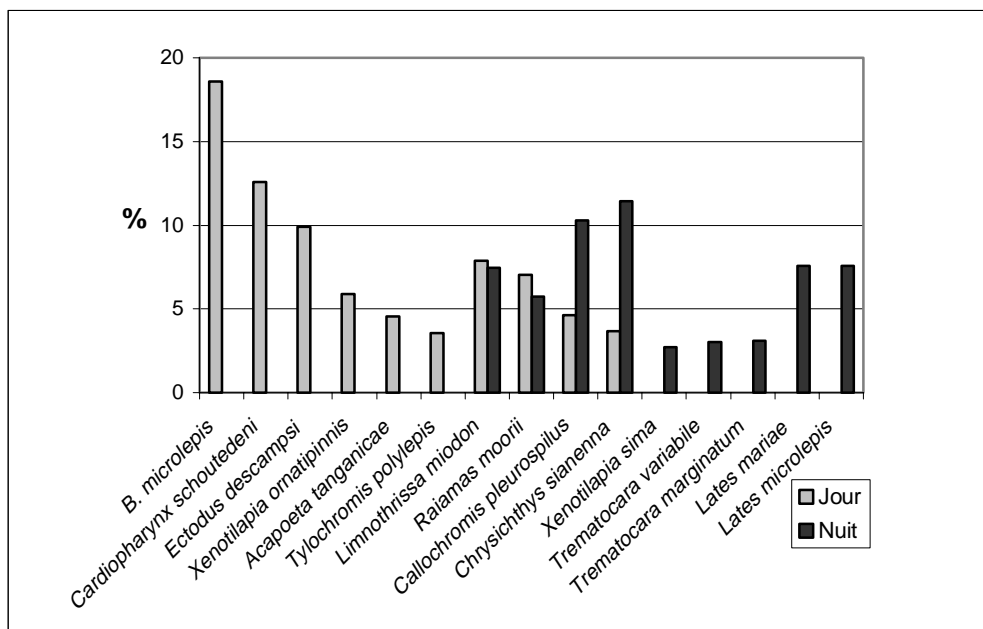
Le nombre d'espèces capturées uniquement de jour ou de nuit est faible comparé avec la diversité totale, ainsi il y a un indice de similarité de Krebs relativement élevé (0.83, voir Tabel 2.12). Des 14 espèces capturées uniquement la nuit, la plupart sont des poissons chats actifs la nuit et des Cichlidés de grandes profondeurs qui remontent la nuit en eaux peu profondes pour se nourrir (*Auchenoglanis*, *Bathybates*, *Hemibates*, *Benthochromis*, *Synodontis*, *Chrysichthys*, etc ...). La liste des espèces capturées uniquement de jour est plus courte (seulement 4 espèces). Leur présence uniquement le jour est probablement une coïncidence, avec une possible exception pour *Perissodus microlepis*, qui se nourrit en attaquant d'autres poissons pour leur arracher un morceau de chair ou des écailles, et pourrait préférer la lumière du jour pour sa chasse.

**Table 2.12** Espèces capturées uniquement dans les poses de filets maillants de jour et de nuit, Rusizi, Burundi, synthétisées à partir de toutes les poses.

	<b>JOUR</b> Nombre de poses = 23 Nombre total d'espèces collectées = 59		<b>NUIT</b> Nombre de poses = 18 Nombre total d'espèces collectées = 72
1	<i>Chrysichthys brachynema</i>	1	<i>Astatoreochromis straeleni</i>
2	<i>Lestradae perspicax</i>	2	<i>Auchenoglanis occidentalis</i>
3	<i>Perissodus microlepis</i>	3	<i>Bathybates graueri</i>
4	<i>Xenotilapia burtoni</i>	4	<i>Benthochromis tricoti</i>
		5	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
		6	<i>Cyathopharynx furcifer</i>
		7	<i>Enantiopus melanogenys</i>
	Indice de Similarité = 0.83	8	<i>Hemibates stenosoma</i>
		9	<i>Neolamprologus mondabu</i>
		10	<i>Neolamprologus tetracanthus</i>
		11	<i>Petrochromis fasciolatus</i>
		12	<i>Plecodus paradoxus</i>
		13	<i>Synodontis multipunctatus</i>
		14	<i>Trematocara nigrifrons</i>
Une unité d'échantillonnage = un filet maillant multimaille de 60 m pose pour la nuit (15 heures) ou durant le jour (6 heures).			

Alors qu'il peut y avoir plus de 80% de chevauchement entre les prises de jour et celles de nuit, la différence la plus frappante consiste dans la structure des captures (Figure 2.17). L'espèce la plus abondante dans les prises de jour (*Boulengerochromis microlepis*) n'apparaît pas parmi les espèces dominantes dans les captures de nuit. De même, les espèces de *Lates* sont fréquentes dans les captures de nuit et non dans celles de jour. Toutefois, cinq espèces apparaissent parmi les dix espèces des plus abondantes à la fois dans les captures

de jour et de nuit (Figure 2.17). Nous pouvons conclure de ceci que les échantillonnages de nuit avec les filets maillants sont légèrement plus efficaces et prennent ensemble les espèces nocturnes et crépusculaires pendant qu'ils retiennent la plupart des espèces capturées pendant le jour. Nous avons ainsi recommandé que l'échantillonnage avec des filets maillants pour une estimation de la richesse spécifique soit effectué de nuit là où c'est possible.



**Figure 2.17 Les dix espèces les plus abondantes représentées dans les échantillons de captures aux filets maillants de jour et de nuit à Rusizi**

### 2.10.3 Comparaison des échantillons avec filets maillants, SVC et RVC du Parc National de Mahale

Il n'était pas possible d'échantillonner tous les sites avec les mêmes méthodes, et comme des listes finales sont confectionnées à partir d'une combinaison de méthodes d'échantillonnage, il est intéressant d'établir les biais et les complémentarités entre différentes méthodes d'échantillonnage. Nous utilisons l'exploration du Parc National de Mahale pour examiner la sélectivité des différentes méthodes, comme Mahale a été exploré complètement sur une courte période de temps en utilisant toutes les trois principales techniques d'échantillonnages – SVC, RVC et filets maillants.

Il est évident que les filets maillants récoltent normalement des poissons trouvés en eaux profondes mais qui se nourrissent la nuit en eaux profondes (*Bathybates sp*, *Chrysichthys sp*, *Trematocara sp*, *Tanganykallabes*). Celles-ci ne sont pas vues dans les observations en plongée de jour dans les eaux peu profondes (Table 2.13). Les listes d'espèces vues uniquement avec les méthodes SVC et RVC ne sont visiblement pas différentes les unes des autres (et en effet les indices de similarité entre ces deux méthodes sont élevés). Il apparaîtrait ainsi que la stratégie d'échantillonnage la plus efficace serait de combiner les filets maillants avec soit SVC ou RVC, et qu'il y a peu d'avantages à utiliser à la fois SVC et RVC dans le cas de Mahale, comme les deux ont enregistré pratiquement le même nombre d'espèces (103 et 104).

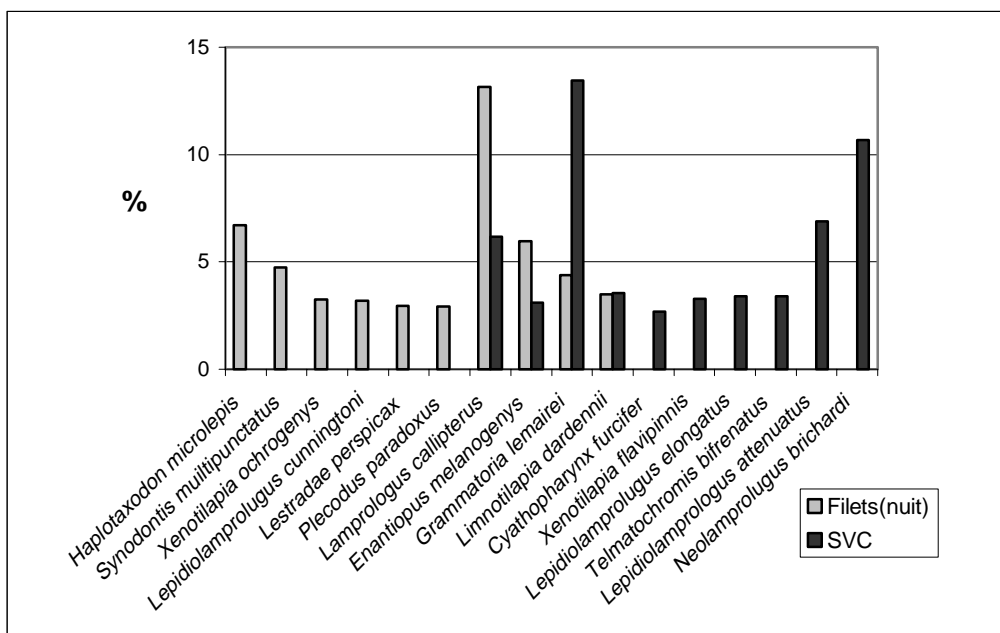
Quatre parmi les dix espèces les plus abondantes dans les captures avec filets maillants apparaissent aussi parmi les décomptes les plus abondantes en plongée avec la méthode SVC (Figure 2.18). Les différences reflètent probablement les différences dans le comportement, les espèces les plus mobiles et les prédateurs étant préférentiellement sélectionnées par les filets maillants, alors que les espèces statiques et discrètes tendent à être mieux enregistrées lors d'un minutieux inventaire visuel, comme la technique SVC. Les deux techniques sont ainsi complémentaires, et l'approximation la plus proche de la richesse spécifique réelle peut être obtenue en utilisant les deux techniques avec suffisamment de

répétitions pour s'assurer que la plupart des espèces susceptibles d'être échantillonnées par chacune des méthodes soient dans l'inventaire.

Il devait être noté que le lente et continuél accroissement des espèces observées dans les courbes d'abondances d'espèces peut représenter des espèces qui ne sont pas efficacement échantillonnées avec une méthode ou une autre, plutôt que d'être rares. Ainsi, une zone qui est apparemment sous-échantillonnée à la fois avec les filets maillants et SVC peut être échantillonnées adéquatement par la combinaison des deux méthodes.

**Table 2.13 Espèces enregistrées uniquement avec l'inventaire visuel rapide (RVC), l'inventaire visuel stationnaire (SVC) et les poses de filets maillants de nuit (GILL), Mahale, Mars-Avril 1999.**

	<b>RVC</b> Nombre de transects = 108 Nombre total d'espèces enregistrées = 104		<b>SVC</b> Nombre d'explorations = 78 Nombre total d'espèces enregistrées = 103		<b>GILL</b> Nombre de poses = 29 Nombre total d'espèces enregistrées = 96
1	<i>Aethiomastacembelus cunningtoni</i>	1	<i>Altolamprologus calvus</i>	1	<i>Batybates graueri</i>
2	<i>Aethiomastacembelus platysoma</i>	2	<i>Caecomastacembelus ophidium</i>	2	<i>Batybates horni</i>
3	<i>Barbus sp</i>	3	<i>Neolamprologus falcicula</i>	3	<i>Batybates leo</i>
4	<i>Cæcomastambelus frenatus</i>	4	<i>Neolamprologus niger</i>	4	<i>Batybates vittatus</i>
5	<i>Julidochromis ornatus</i>	5	<i>Oreochromis tanganicæ</i>	5	<i>Benthochromis tricoti</i>
6	<i>Julidochromis tanscriptus</i>	6	<i>Telmatochromis caninus</i>	6	<i>Callochromis macrops</i>
7	<i>Neolamprologus olivaceous</i>	7	<i>Xenochromis hecqui</i>	7	<i>Chrysichthys brachynema</i>
8	<i>Petrochromis ephippium</i>			8	<i>Chrysichthys platycephalus</i>
9	<i>Spathodus erythrodon</i>			9	<i>Chrysichthys sianenna</i>
10	<i>Telmatochromis burgeoni</i>			10	<i>Cyprichromis nigripinis</i>
11	<i>Xenotilapia papilio</i>			11	<i>Hyppopotamyus discorhynchus</i>
			Indices de Similarité: RVC/SVC = 0.85 SVC/GILL = 0.71 GILL/RVC = 0.68	12	<i>Limnothrissa miodon</i>
				13	<i>Petrochromis sp(red)</i>
				14	<i>Phyllonemus filinemus</i>
				15	<i>Synodontis eurystomus</i>
				16	<i>Tanganicallabes mortiauxi</i>
				17	<i>Trematocara caparti</i>
				18	<i>Trematocara marginatum</i>



**Figure 2.18 Les dix espèces les plus abondantes dans les explorations avec filets maillants et SVC, au Parc National de Mahale Mountains**

#### 2.10.4 Les méthodes d'échantillonnages de mollusques

Comme nous avons expérimenté le dragage assez tardivement dans notre programme, les données étaient insuffisantes pour comparer les richesses spécifiques en fonction de la méthode d'exploration (dragage ou récolte en plongée). Toutefois, les explorations réalisées en Zambie permettent des comparaisons en l'efficacité des récoltes en plongée et le dragage. Ces comparaisons sont limitées aux explorations de substrats mous, puisque le dragage n'a pas été essayé (et probablement pas réalisable) sur les substrats durs où l'équipement peut être retenu ou se déchirer. Une comparaison à propos de quels mollusques de substrats mous étaient trouvés en Zambie avec chacune des méthodes donne une première indication de la sélectivité relative de chaque méthode.

**Table 2.14 Listes d'espèces de substrats mous trouvées en Zambie avec la plongée et par le dragage.**

Plongée	Dragage
	<i>Bathania howesi</i>
	<i>Caelatura spp</i>
	<i>Limnotrochus thomsoni</i>
<i>Neothauma tanganyicense</i>	<i>Neothauma tanganyicense</i>
<i>Paramelania minor</i>	
	<i>Syrnolopsis lacustris</i>
	<i>Syrnolopsis minuta</i>
	<i>Tanganyicia neritinoïdes</i>
<i>Tanganyicia rufopilosa</i>	<i>Tanganyicia rufopilosa</i>

Ce qui est intéressant, c'est que le dragage a récolté trois espèces très petites (*Tanganyicia neritinoïdes* et les deux espèces de *Syrnolopsis*), alors que les plongeurs n'ont récolté aucune petite espèce. Le dragage peut être une voie plus efficace pour l'exploration de petits mollusques, comme le dragage échantillonne une zone plus étendue que ne couvrent les plongeurs quand ils tamisent les sédiments.

Le dragage a ramené plus d'espèces de substrats mous que les plongeurs. Malheureusement, comme nous n'avons pas dragué et plongé aux mêmes endroits, nous ne pouvons pas savoir avec certitude si ceci est fonction de schémas de distribution disjointe.



Les études futures devraient draguer et plonger sur les mêmes sites pour éliminer cette variable et vérifier si les deux méthodes récoltent des taxa similaires.

## **2.11 Evaluation des méthodes d'évaluation de la biodiversité**

Dans ce chapitre, nous avons souligné les questions auxquelles nous envisageons d'apporter une réponse et la stratégie que nous avons adoptée pour récolter les données nécessaires pour y répondre. Nous avons donnée une vue d'ensemble sur la philosophie qui a guidé notre approche, et une revue dans le développement de la méthodologie pour l'évaluation de la biodiversité qui prend en compte les objectifs de l'exploration, les capacités institutionnelles et humaines, de même que les réalités pratiques sur le lieu de travail sur le lac Tanganyika.

Nous avons aussi testé et comparé nos méthodes pour nous permettre de prendre en compte les biais inhérents aux différentes techniques, et d'évaluer et de fournir l'information sur les tailles minimales des échantillons requis pour des études comparatives valides. Cette analyse préliminaire et ces tests étaient aussi nécessaires pour définir les sous-ensembles de données sur lesquels baser les analyses ultérieures.

Nous concluons que tous nos échantillonnages n'ont pas été adéquats pour donner des estimations fiables de la richesse spécifique à tous les sites échantillonnés. Nous pourrions expliquer toutefois que nous avons réalisé une bonne couverture de nos principales zones d'échantillonnage, qui comprennent les quatre Parcs Nationaux existants et proposés, et au moins trois zones considérées comme affectées négativement par la pollution et la sédimentation (Uvira, la baie de Bujumbura, Mpulungu). La force de cette étude est qu'elle a essayé d'étudier les besoins en échantillonnage pour l'évaluation de la biodiversité. Elle a montré que ces besoins sont hautement variables, dépendant de la structure des communautés, de l'irrégularité de l'habitat et de la richesse spécifique elle-même.

Le type de courbe d'espèces cumulées représenté par le modèle de Clench est typique de grandes zones de haute biodiversité. Il suppose que la probabilité d'ajouter des espèces à la liste décroît avec le nombre d'espèces déjà enregistrées, mais qu'elle s'accroît avec le temps (ou l'effort d'échantillonnage). Soberón and Lorente (1993) recommande ce modèle pour de grandes zones plutôt que celles où le modèle de dépendance linéaire serait appliqué, ou pour des taxa pour lesquels la probabilité d'ajouter de nouvelles espèces s'accroîtra si plus de temps est passé sur le terrain. Le modèle de Dépendance Linéaire est peut-être mieux approprié pour échantillonner une diversité connue d'espèces dans une zone d'étude ou un habitat relativement petit. Ceci suggère que l'obtention d'estimations crédibles de la richesse spécifique totale demandera des programmes d'échantillonnages très approfondis à chaque site qui devra être comparé. Ainsi, les données provenant de visites d'échantillonnage occasionnelles comme celles entreprises par des études antérieures ne sont pas de nature à représenter des estimations utiles de la richesse spécifique.

Ces analyses sont préliminaires, et des raffinements supplémentaires sont possibles, particulièrement dans le calcul des différents indices de similarité entre les communautés de poissons trouvées à différentes combinaisons de profondeur, type de substrat, méthode d'échantillonnage et site d'échantillonnage. Nous espérons que la disponibilité des données dans la région stimulera les scientifiques à entreprendre encore plus d'analyses, plus raffinées. En particulier, nous recommandons le calcul de mesure quantitatives de similarité, comme l'indice de Merista-Horn, actuellement très facilité par la disponibilité d'un logiciel approprié à ce type d'analyse (p. ex. Pisces Conservation Ltd, Species Diversity and Richness II, 2000). Ceci permettra la prise de décisions objectives à propos de savoir s'il vaut mieux regrouper des échantillons sur des gradients environnementaux connus pour accroître la taille de l'échantillon, ou accepter le sous-échantillonnage et utiliser des modèles d'extrapolations de la richesse spécifique en vue de pouvoir faire des comparaisons.

Même si nous avons fait des progrès considérables dans l'identification des erreurs et incertitudes dans les explorations d'échantillonnage, il y a encore beaucoup de travail dans ce domaine ; et les explorations futures auront besoin de prendre en compte les résultats de nos travaux sur la taille minimale d'échantillon ou d'effort requis. Les présents résultats d'exploration sont modérés dans une certaine mesure (mais c'est une mesure quantifiable) par les limitations des tailles d'échantillons différents et quelques fois inadéquats. Il a aussi

été impossible d'éliminer les erreurs d'échantillonnage, par exemple dans l'utilisation de méthodes d'échantillonnage non comparables entre des zones où la plongée était possible ou non. Toutes les activités d'exploration qui visent à échantillonner dans différents types d'habitats et groupes d'espèces seront confrontées à ce type de difficultés (qui est: pourquoi les inventaires comparatifs de la biodiversité de tous les taxa sont pratiquement impossible à réaliser). Nous espérons que les expériences détaillées ici aideront à concevoir les explorations futures, où taille d'échantillon adéquat et méthodologie comparable peuvent être alliées pour que des explorations judicieusement ciblées et définies visent à améliorer la qualité de l'information disponible pour la prise de décision de gestion.

Un aspect particulièrement utile de cet analyse, qui n'avait pas été entrepris antérieurement sur le lac Tanganyika, est notre utilisation des courbes d'espèces cumulées pour donner la mesure de l'achèvement de nos explorations de la biodiversité. Ceci permet une comparaison des richesses spécifiques entre les sites, et fournit une évaluation du compromis entre d'une part le coût et l'effort d'échantillonnage accru et, d'autre part, les résultats sous forme d'information additionnelle (Henderson and Southwood, 2000).

## **2.12 Méthodes alternatives d'évaluation de la biodiversité**

Les méthodes d'évaluation choisies par cette étude sont les approches conventionnelles basées sur les espèces utilisées dans beaucoup d'explorations similaires. Ceci malgré les questions bien connues en rapport avec les définitions de l'espèce, et les concepts même de l'espèce (p. ex. Mishler and Donoghue, 1982; Turner, 1999; Wheeler and Meier, 2000), un consensus croissant que la diversité des espèces n'est pas l'attribut le plus important en rapport la diversité d'un écosystème (Bengtsson, 1998; Schwartz et al 2000) et un éloignement de la pratique de conservation basée sur l'espèce vers un objectif plus large de conservation de l'environnement (Pickett et al., 1997).

Le choix de mesures conventionnelles de la biodiversité basées sur les espèces a des avantages en même temps que des inconvénients. Les principaux avantages sont que les résultats seront comparables avec les explorations passées et futures de même type, et les résultats des explorations sont peut être largement acceptés par les administratifs impressionnés par les longues listes de noms en latin, et les scientifiques rassurés par la légitimité que confèrent ces noms.

L'inconvénient d'utiliser les mesures conventionnelles de la biodiversité basées sur la taxonomie est la connaissance limitée de la taxonomie des organismes du lac Tanganyika, et la rareté des spécialistes ayant cette connaissance allait toujours limiter le nombre de groupes taxonomiques qui pourraient être choisis pour l'exploration. Les explorations antérieures les plus larges ont échantillonnées trois groupes: les poissons, les mollusques et les ostracodes (Cohen *et al.*, 1993; Alin *et al.*, 1999), alors que nous avons seulement échantillonnés seulement les poissons et les mollusques. Aujourd'hui, il n'y a pas suffisamment d'expertise nationale parmi les riverains pour inclure les ostracodes dans les exploration de routine. Bref, il y avait peu d'options pour des "substituts de la biodiversité totale" acceptables, et "l'inventaire de la biodiversité de tous les taxa", quoique d'un intérêt scientifique potentiel, n'aurait pas été faisable ou utile en termes de gestion (Kaiser, 1997).

L'élévation du niveau de connaissance de la taxonomie sur le lac Tanganyika était un objectif potentiel pour ES BIO ( ceci n'a jamais été un objectif du PBLT), mais était difficile à réaliser dans le temps prévu pour aboutir aux demandes du projet pour développer un conseil de gestion au cours de sa période de 5 ans. ES BIO a réalisé quelque chose dans ce domaine: il y a aujourd'hui un cadre de 23 chercheurs scientifiques et de techniciens dans les institutions de l'ensemble des pays riverains qui ont l'aptitude d'identifier une grande proportion des espèces de poissons et de mollusques du lac. Ceci est une amélioration par rapport à la situation d'avant le projet, quand peut être 10 scientifiques surtout du lac (essentiellement du Burundi et du Congo, et une certaine connaissance en Zambie) pouvaient identifier les poissons, et aucun ne pouvait identifier les mollusques. Il y a aussi 20 plongeurs scientifiques qualifiés, qui ont accumulé une expérience considérable dans les techniques d'exploration quantitative sous lacustre. Ces aptitudes pourraient se construire dans l'avenir lors d'une extension des explorations sur de nouveaux groupes taxonomiques.

Même cette capacité scientifique élargie est limitée en face de la taille du lac et de la diversité de ses organismes vivants. Les limitations des approches conventionnelles d'explorations basées sur les espèces standards ont été évaluées antérieurement dans le projet et d'autres méthodes d'évaluation relative à la biodiversité et à la valeur de conservation, plus performantes, ont été proposées en leur temps. Ces suggestions comprenaient des approches communément adoptées dans les principaux projets sur la biodiversité ailleurs:

1. *L'utilisation de techniciens non spécialistes comme para-taxonomistes pour distinguer les "unités taxonomiques reconnaissables" morphologiquement* (Oliver and Beattie, 1993; 1996a; 1996b) pour trier de grands échantillons. Le temps d'expert est cher et il n'y a pas suffisamment de temps et d'experts disponibles pour effectuer le traitement de grandes quantités d'échantillons de routine nécessaire pour des explorations comparatives de la biodiversité. Les essais avec des espèces d'insectes ont montré que, en quelques heures de formation, des techniciens non spécialistes et des étudiants travaillaient avec 87% d'exactitude comparé avec des taxonomistes spécialistes classiques (Oliver and Beattie, 1993). Ce niveau de précision peut ne pas être adéquat pour la production d'une monographie définitive, mais devrait être suffisant pour les besoins de gestion de la conservation, où les erreurs dans la variance et les biais associés aux techniques d'échantillonnage sous-estiment ou sur-estiment largement la richesse spécifique. La plupart des projets sur la biodiversité dans les forêts humides, où le travail d'identification des espèces est au moins aussi complexe qu'au lac Tanganyika, font grand usage de véritables armées de para-taxonomistes (Tangley, 1990; Cranston and Hillman, 1992; Kaiser, 1997).

2. *Evaluation et suivi participatives de la biodiversité.* Les pêcheurs ont généralement une grande connaissance non scientifique ou indigène à propos des espèces de poissons. Vu la diversité des méthodes de pêche utilisées dans tous les habitats du lac (Lindley, 2000) il est très probable que, parmi les pêcheurs dans le lac, il y en a qui pourraient identifier la majorité des espèces de poissons. Un scientifique grand spécialiste des Grands Lacs Est Africains a récemment souligné que beaucoup parmi ses premières descriptions et aperçu sur les poissons Cichlidés du lac Malawi étaient basées sur des observations s'appuyant sur les connaissances locales (Fryer, 1999). Les scientifiques de la période coloniale semblent avoir fait un plus grand usage des connaissances locales que ne l'on fait les experts des pêches ultérieurs. Worthington, qui a visité le lac Victoria en 1927 pour conduire une recherche biologique dans le but d'appuyer le développement de pêcheries, raconte:

"En plus du poisson lui même, je suis devenu grandement intéressé dans les méthodes de pêches locales et était surpris de leur variété....adapté à ce qui était une très bonne compréhension des poissons eux mêmes".

"Les pêcheurs Luo que employions avaient un meilleur coup d'œil que nous et ont relevé que le "ngege" servi au petit déjeuner à Nairobi, était en fait nouveau pour la science".

pp 659-660 in Worthington (1996)

Impliquer les pêcheurs et les autres riverains du lac dans l'évaluation et le suivi de la biodiversité a d'autres avantages en plus d'être une utilisation à bon marché de l'information existante. Cela minimise les besoins en apport d'expertises coûteux; il implique les utilisateurs des ressources, qui ont plus d'intérêt dans l'avenir des ressources que tout gouvernement officiel ou scientifique visiteur; et cela permet de maintenir le dialogue et crée une compréhension solidaire entre les utilisateurs des ressources, les chercheurs, et les gestionnaires des ressources. L'importance qu'il a à utiliser la connaissance locale des systèmes de ressources naturelles pour évaluer, gérer et suivre les ressources naturelles, y compris la biodiversité (p.ex. Hellier *et al.*, 1999), est actuellement largement acceptée (voir une revue de Sillitoe, 1998) au delà des frontières de l'ethno-botanique où ceci a été depuis longtemps une méthode de recherche habituelle (Martin, 1995). Les dangers qu'il y a à ignorer la connaissance écologique locale, et le prix de « l'arrogance de l'expert » sont les cibles légitimes pour la critique dans beaucoup d'écrits récents sur la conservation

environnementale dans les pays en voie de développement (Brokenshaw *et al.*, 1980; Agrawal, 1995).

3. *L'utilisation des approches par taxa de niveau supérieur.* Si le système de classification taxonomique hiérarchique a une validité quelconque, il est alors évident que les niveaux supérieurs des taxa donnent des synthèses intégratives de la diversité à l'intérieur de chacun des niveaux de classification. Ainsi, en principe, tout niveau de classification taxonomique peut être choisi pour des analyses comparatives. Par convention, le niveau de l'espèce est choisi, mais quand l'identification jusqu'au niveau de l'espèce n'est pas possible, il est courant d'utiliser les approches par taxa de niveau supérieur. Il y a une certaine expérience indiquant que la corrélation entre la diversité à des niveaux taxonomiques différents peut être établie (Balmford *et al.* 1996), même si celle-ci est probablement très variable (Gaston and Williams, 1993; Williams and Gaston, 1994; Prance, 1994; Anderson, 1995). Balmford *et al.* (1996) a trouvé que l'utilisation de familles et de genres de plantes ligneuses, plutôt que les espèces, donnait des estimations comparables de la valeur relative de conservation dans les forêts tropicales, pour un coût 60 à 80% inférieur à celui d'une exploration basée sur les espèces. L'exploration des relations spécifiques entre zone et diversité au niveau du genre et de la famille et la diversité des espèces vaudrait la peine d'être conduite. Il pourrait être possible d'utiliser une gamme plus large de taxa, pour un effort d'échantillonnage de plus bas niveau, si le principe des comparaisons des taxa supérieurs s'avère acceptable. Les indicateurs biologiques de la santé de l'écosystème (qui devraient être en rapport avec la diversité) dans les écosystèmes aquatiques sont habituellement basés sur l'identification de macro-invertébrés à des niveaux taxonomiques supérieurs comme le genre et la famille (Chessman, 1995; Hilsenhoff, 1988).

4. *Techniques d'évaluation rapide.* Tout en reconnaissant que la tâche pour déterminer une stratégie de conservation est urgente dans les zones où la biodiversité est à la fois menacée et mal connue ou difficile à explorer, un certain nombre de techniques pour une évaluation rapide de la valeur de conservation ont été développées (revues dans Groombridge and Jenkins, 1996). Ces techniques, qui utilisent les approches soulignées plus haut, varient dans leurs besoins en données, en coûts, et leur convenance à être appliquées pour différents objectifs et à différentes échelles spatiales. La méthodologie développée ici est étroitement en relation avec le « Programme d'évaluation », développé la conservation internationale pour l'exploration de zones mal connues utilisant des groupes « substitués » ou « indicateurs » identifiés au niveau de l'espèce par de petites équipes d'experts nationaux et internationaux (voir la Table 3.2 dans Groombridge and Jenkins, 1996). Ces explorations sont ensuite utilisées pour estimer la valeur de conservation en supposant une relation entre ces groupes « indicateurs » et la biodiversité totale et la qualité de l'habitat. Le principal inconvénient de la méthodologie est la dépendance à l'expertise de spécialistes (au delà des possibilités habituelles d'identification sur le terrain) et les suppositions faites à propos des relations entre la diversité des indicateurs et la diversité totale.

D'autres méthodes d'évaluations rapides comprennent des Ateliers sur la Conservation de la Biodiversité, des Evaluations de Besoins de Conservation, l'Analyse des Lacunes et les Systèmes d'Informations sur la Biodiversité (Groombridge and Jenkins, 1996). Certaines de ces méthodes ne demandent pas de travail d'exploration supplémentaire, et visent à faire le meilleur usage de l'information existante, y compris les données socio-économiques qui peuvent être négligées par les spécialistes de la biodiversité. Les études de ESBIO ont inclus des éléments de ces procédures, particulièrement dans son travail vers la mise en place de systèmes d'informations sur la biodiversité. L'Analyse Diagnostique Transfrontalière et le Programme d'Action Stratégique développe des éléments fournis par l'approche de l'Evaluation des Besoins de Conservation, et la Conférence Internationale sur la Conservation et la Biodiversité du lac Tanganyika de Cohen (1991) a fourni une illustration exemplaire de l'approche de l'Atelier sur la Conservation de la Biodiversité.

Quand elles ont été exposées au début du projet, beaucoup des suggestions ci-dessus pour des techniques rapides d'évaluation ont fait l'objet d'un scepticisme considérable de scientifiques familiers du lac Tanganyika. Nous maintenons que les réalités du travail pratique de conservation et le besoin de fournir un conseil pertinent et opportun aux décideurs

politiques restent les arguments les plus convaincants pour une considération avec un esprit ouvert de ces techniques pour des explorations futures.

Nous insistons sur le fait que le choix d'une stratégie d'évaluation a été un processus instructif pour nous tous qui étions impliqués dans l'étude, et que nous sommes satisfaits d'avoir fait de bonnes décisions en matière de méthodologies, que nous avons validé les méthodes que nous avons choisies pour produire des données utiles. Nous reconnaissons aussi, toutefois, que la quantité et l'étendue des données ont été limitées par le besoin de satisfaire à des critères scientifiques (standardisation taxonomique internationale, comparaison avec des travaux réalisés par des scientifiques extérieurs à la région) qui ne sont pas en relation étroite avec les objectifs immédiats du projet. Nous donnons ces aperçus dans des approches moins conventionnelles pour l'évaluation de la biodiversité, pour encourager ceux qui seront engagés des explorations futures de considérer toutes les options sérieusement. Une telle considération devrait se baser sur une recherche adéquate des alternatives disponibles et une considération explicite des objectifs pertinents de gestion. Groombridge and Jenkins (1996) donnent une introduction accessible sur la gamme des techniques qui ont été appliquées dans d'autres travaux à d'autres sites éloignées en régions tropicales avec une intéressante biodiversité exceptionnelle, avec des ressources limitées et une flore et une faune peu connues.

La préoccupation qui nous reste est que, alors que nous avons une méthodologie scientifique valide pour l'exploration de la biodiversité qui satisfait les besoins du projet présent, et est dans les capacités des institutions riveraines, il n'y a pas de méthode de sauvegarde si la capacité actuelle change, due aux changements dans le personnel, le défaut équipements ou le manque de financements. Les plongées avec SCUBA demandent des équipements spécialisés, une expertise et des niveaux de financement qui sont relativement élevés pour les budgets de recherche des institutions locales. Certaines des méthodes proposées plus haut sont plus robustes et durables.

### **2.13 Résumé**

Le chapitre 2 a donné les détails sur le bien fondé, les processus et la méthodologie développés pour l'évaluation de la biodiversité dans le lac Tanganyika pour les besoins de la planification de la conservation et de la gestion. Ces analyses sont destinées à démontrer qu'un grand soin doit être porté à la conception et l'analyse des simples données de la richesse spécifique. Evaluer et quantifier les biais est une phase importante et souvent négligée dans l'analyse. Dans ce cas, elle a montré un certain nombre de défauts à propos de nos ensembles de données. C'est principalement que « l'achèvement » des échantillonnages est hautement variable, et qu'il a été nécessaire de comparer les richesses entre des zones qui ont été échantillonnées en groupant différentes techniques. Il n'est pas possible de corriger complètement des problèmes. Même si les estimations du nombre d'espèces qui doivent encore être récoltées peuvent être (et ont été) faites, il n'est évidemment pas possible de connaître quelles sont ces espèces. Ceci reste un problème quand on entreprend des analyses de complémentarité (Chapitre 5). A ce stade, il est seulement possible d'ajouter une note de prudence à de telles comparaisons, et de conseiller ceux qui entreprendront les explorations futures pour une analyse comparative de la biodiversité, de prendre ses considérations au sérieux. En dépit de ces problèmes en suspend, nous croyons que cette analyse complète et enrichit de manière significative les résultats des explorations plus qualitatives entreprises antérieurement. Un résumé de ces explorations antérieures est donné dans le chapitre suivant.

Pour des explorations futures qui chercheront à caractériser la richesse spécifique dans des zones à comparer pour un établissement de la priorité pour la conservation, nous recommandons les tailles minimales suivantes des échantillons et la combinaison des techniques d'explorations suivantes:

- RVC – 40 répétitions par strate d'échantillonnage (p. ex. la zone entre 5 et 15 m de profondeur)
- Filets maillants – 60 poses de nuit avec des filets multimailles de 60 m par zone d'exploration

- Transects pour Mollusques – 30 par strate d'exploration (combinaisons de profondeur/habitat choisies)

La technique SVC prend le même temps que RVC, mais couvre moins d'espace et enregistre un même nombre (ou moins) d'espèces, dont quelques unes sont uniques (pas trouvées avec RVC ou les filets maillants). Son avantage est qu'il permet d'évaluer l'abondance et ainsi aux indices de diversité d'être calculés. Toutefois, les indices de diversité ne sont pas nécessairement plus utiles que les estimations de la richesse spécifique dans les opérations d'établissement des priorités pour la conservation, et sont souvent calculées simplement parce que c'est traditionnel et relativement plus direct de faire ainsi, plutôt que dans un objectif précis (voir Chapitre 4).