

Estimation des rendements de pêche des lacs africains au moyen de modèles empiriques

Raymond Laë

ORSTOM, BP 70, 29280 Plouzané, France. E-mail: Lae@orstom.fr

Reçu le 28 mai 1996; accepté le 29 janvier 1997.

Laë R. *Aquat. Living Resour.*, 1997, 10, 83-92.

Predictive fish yield in African lakes using empirical models.

Abstract

The fisheries management of lakes should be based on a realistic estimation of the potential fish yield. Is it relevant in this case to use empirical relationships connecting non biotic factors and fish yield? When testing an update dataset of 65 African lakes, we observed that the correlation with the relationships formerly fitted are not accurate or reliable enough to predict potential fish catches: non significant relationship between Morphoedaphic Index and yield, between fishing effort and yield; significant relationship between total surface area and total catches ($R^2 = 0.76$). The search of new relationships using yield and latitude or altitude is proving non significant. Relationships involving mean depth, surface area or volume are significant but are poorly correlated (respectively $R^2 = 0.13, 0.11, \text{ and } 0.17$). The morpho-edaphic index remains the best parameter ($r^2 = 0.42$) when fishing effort is higher than 2 fishermen per km^2 . These bad results are the consequence of the poor quality of available data. In conclusion, it appears important to develop for many African lakes fishing surveys based on well defined sampling methods ensuring the collection of reliable data.

Keywords: Empirical models, lakes, Africa, fish yield, fisheries.

Résumé

La gestion halieutique des lacs exige une estimation réaliste du potentiel exploitable. Aussi, est-il pertinent d'utiliser des relations empiriques développées sur des systèmes semblables et liant des facteurs abiotiques aux rendements de poisson? L'utilisation des données abiotiques de 65 lacs africains montre que les ajustements avec les modèles antérieurs faisant intervenir l'indice morpho-édaphique et les rendements (relation non significative), la surface totale et les captures totales ($R^2 = 0,76$) ou l'effort de pêche et les rendements (relation non significative) sont peu précis et insuffisamment fiables pour prédire les captures potentielles. Les relations faisant intervenir les rendements et l'altitude ou la latitude des lacs ne sont pas significatives. Celles qui impliquent la profondeur moyenne, la surface ou le volume le sont mais n'expliquent qu'un faible pourcentage de la variance (respectivement 13, 11 et 17 %). L'indice morpho-édaphique reste le paramètre explicatif le moins mauvais ($r^2 = 0,42$) lorsque l'effort de pêche est supérieur à 2 pêcheurs par km^2 . Ces mauvais résultats semblent largement dus à la qualité médiocre des données disponibles. Il paraît donc important de remédier à cette situation en favorisant la mise en place sur de nombreux lacs africains d'observatoires des pêches impliquant des méthodes de collectes homogènes et assurant des résultats fiables.

Mots-clés : Modèles empiriques, lacs, Afrique, rendements, pêche.

Fonds Documentaire ORSTOM

Cote: B x 11732 Ex: 1

INTRODUCTION

La production d'énergie hydroélectrique en Afrique a commencé plus tard qu'en Europe et qu'en Amérique du Nord, bénéficiant ainsi d'une technologie éprouvée dans les pays développés. Les années 1960 furent marquées par la construction de grands barrages comme le lac Volta au Ghana, le lac Nasser en Egypte ou le lac Kariba au Zimbabwe et Zambie, auxquels il convient d'ajouter de nombreux réservoirs de taille plus modeste (Anne *et al.*, 1991). Ces barrages hydroélectriques ou hydroagricoles constituent une source appréciable de protéine par le biais de la pêche et permettent de créer un nombre important d'emplois dans le secteur de la pêche, de la transformation ou de la commercialisation du poisson. L'exploitation halieutique repose alors bien souvent sur l'arrivée de pêcheurs migrants car il n'existe généralement pas de tradition de pêche chez les populations originaires de ces régions.

Compte-tenu de leur importance locale, la gestion biologique et économique de ces lacs est devenue une préoccupation importante des décideurs qui se sont alors heurtés à de nombreuses difficultés. En premier lieu, l'absence de suivi régulier des plans d'eau a considérablement limité la portée des analyses entreprises. Par ailleurs, les modèles classiquement utilisés en mer: modèles globaux (Schaefer, 1967; Fox, 1970), modèles analytiques de rendement par recrue (Beverton et Holt, 1957) et modèles stock-recrutement (Ricker, 1954; Beverton et Holt, 1957) se sont révélés inadaptés au cas des pêcheries artisanales multispécifiques et multi-engins en zone tropicale (Pauly *et al.*, 1989). Face à cette impossibilité d'utiliser les outils classiques de l'halieutique et pressés de quantifier les impacts des nouvelles mises en eau, les scientifiques réalisèrent de nombreux essais pour relier quelques aspects de la productivité des lacs à certaines variables limnologiques indépendantes (Fryer et Iles, 1972; Henderson et Welcomme, 1974; Melack, 1976; Youngs et Heimbuch, 1982; Bernacsek et Lopes, 1984; Marshall, 1984; Crul, 1992; Moreau et De Silva, 1991; De Silva *et al.*, 1991). Cette démarche faisait d'ailleurs suite aux tentatives réalisées quelques années plus tôt dans les régions tempérées: Rounsefell établissait en 1946 une relation entre la surface des lacs canadiens et les captures de poisson des pêcheries commerciales ou sportives; Rawson (1952, 1955) montrait que les facteurs affectant la productivité des lacs pouvaient être divisés en 3 groupes: morphométrique, édaphique et climatique et démontrait par la même occasion que dans les grands lacs et dans plusieurs lacs de l'Ouest canadien, les facteurs morphométriques étaient dominants et plus particulièrement la profondeur moyenne; Hayes (1957) suivit la même démarche en utilisant comme variable explicative la dimension des lacs. Pour Ryder (1965, 1982) et Ryder *et al.* (1974) l'indice morpho-édaphique, une fonction de la

profondeur moyenne et de la matière solide dissoute, représentait le meilleur estimateur de la productivité potentielle des lacs dans la région nord tempérée. La simplicité de cet indice assura dans un premier temps son succès mais il fut par la suite largement controversé (Matuszek, 1978; Schlesinger et Regier, 1982). D'autres relations furent également développées avec le phytoplancton (Hrbacek, 1969; Oglesby, 1977; Downing *et al.*, 1990; Cyr et Peters, 1996), le benthos (Matuszek, 1978), le phosphore total (Hanson and Legget, 1982) ou les niveaux trophiques (Havens *et al.*, 1996; Persson *et al.*, 1996; Mavuti *et al.*, 1996; Bachmann et al., 1996).

En Afrique, les études comparatives sont peu nombreuses car les barrages y sont récents et les lacs insuffisamment étudiés. De nombreuses observations font défaut, ce qui explique en partie le recours aux modèles empiriques. Les premiers essais réalisés montrèrent une large dispersion des données dans la tentative de régression mettant en jeu la profondeur moyenne des lacs et les rendements de poisson (Fryer et Iles, 1972). La relation fut améliorée par l'utilisation de l'indice morpho-édaphique et des captures commerciales de poisson (Henderson et Welcomme, 1974). D'autres études du même type furent réalisées ensuite par Bernacsek et Lopes (1984) et par Marshall (1984) puis d'autres relations furent également testées faisant intervenir notamment la production primaire du phytoplancton (Melack, 1976) ou la surface des lacs (Youngs et Heimbuch, 1982; Crul, 1992).

La gestion halieutique des lacs repose sur une estimation de la ressource naturelle exploitable. Confrontés à ce problème sur différents réservoirs d'Afrique de l'Ouest (Sélingué et Manantali au Mali, Nangbeto au Togo), nous nous sommes interrogés sur la pertinence qu'il y avait à utiliser les principales relations développées dans le passé pour obtenir une estimation de leur productivité potentielle en poisson. La question est de déterminer, en s'appuyant sur les modèles empiriques, le potentiel halieutique des lacs africains de façon fiable et avec suffisamment de précision.

METHODES

Notre démarche a consisté dans un premier temps à tester les relations empiriques les plus couramment utilisées sur les données abiotiques et de production halieutique actuellement disponibles sur les lacs africains. Ces données sont relativement peu nombreuses et un bon nombre d'entre-elles sont déjà anciennes et/ou ne concernent qu'une période d'observation parfois limitée à moins d'une année. Elles proviennent principalement des "Source book for the inland fishery resources of Africa" de la FAO (Vanden Bossche et Bernacsek, 1990, 1991; Knaap, 1994; Crul et Roest, 1995), de Burgis et

Symoens (1987), de Bayley (1988), de Crul (1992), de Laë et Weigel (1995a, b). Toutes les données répertoriées dans ces ouvrages ont été utilisées. En cas d'informations multiples sur un même écosystème, la préférence a été donnée aux données les plus récentes qui avaient été contrôlées et réactualisées. Le choix des lacs s'est arrêté aux écosystèmes dont la surface était supérieure à 10 km² de manière à supprimer les ensembles de trop petite taille ou de faible profondeur qui présentent des modes de fonctionnement particulier et pour lesquels le suivi des captures et des efforts de pêche n'est pas toujours régulier.

Pour les 65 lacs retenus sur toute l'Afrique, Madagascar inclus (Tableau 1), les paramètres climatiques exprimés en terme de latitude et d'altitude, les paramètres morphométriques comme la surface, le volume ou la profondeur moyenne, les paramètres physico-chimiques comme la conductivité, sont le plus fréquemment rencontrés. Les indices de productivité étaient assimilés à des rendements annuels de pêche (kg.ha⁻¹.an⁻¹); les indices d'effort de pêche étaient donnés en nombre de pêcheurs par km², seul indice utilisable sur ces lacs où les techniques de pêche peuvent varier considérablement.

Tableau 1. – Caractéristiques de 65 lacs africains classés suivant des rendements en poisson décroissants (MEI = Indice morpho-édaphique).

Data from 65 African lakes classified under decreasing fish yield (MEI = Morpho edaphic index).

Nom	Pays	Surface (km ²)	Période d'étude (Année)	Rendements observés (kg.ha ⁻¹ an ⁻¹)	Effort (Nb Pêcheurs km ⁻²)	Conductivité (µS.cm ⁻²)	Profondeur moyenne (m)	MEI	Altitude (m)	Latitude (degrés)	Volume (10 ⁹ m ³)
Nyumba Ya M	Tanzanie	140	1973-87	252,9	10,7	854	6	142,3	663	3	0,8
Kyoga	Ouganda	2 700	1988	211,1	2,6	128	2,3	55,7	1033	1	6,2
Lagdo	Cameroun	700	1990	175,6	5,5	101	11	9,2	205	10	7,7
Itasy	Madagascar	35	1984	162,6	28,6	85	4,5	18,9	1225	19	0,2
Malombe	Malawi	390	1971-82	153,4	2,3	225	4	56,3	470	14	1,6
George	Ouganda	250	1950-88	126,8	2,4	223	2,4	92,9	914	0	0,6
Sake	Rwanda	14	1973-75	125,0	7,1	182	4,3	42,3	1	2	0,1
Upemba	Zaire	530	1975-81	103,8	1,9	200	1,7	117,7	575	8	0,9
Nzilo	Zaire	280	1957-61	100,0	3,0	400	8,3	48,2	1246	10	2,3
Selingue	Mali	409	1994	97,8	4,3	32	5,3	6,0	500	11	2,2
Mwadingusha	Zaire	393	1982-83	94,9	3,6	217	2,6	83,5	1100	11	1,0
Kossou	Côte d'Ivoire	863	1974	85,2	2,9	100	18	5,6	200	7	15,5
Mtera	Tanzanie	610	1991	82,4	2,8	1	6,2	1,0	698	9	3,8
Wamala	Ouganda	244	1983	82,0	2,1					0	
Sennar	Soudan	150	1972-82	77,7	1,3	265	6,9	38,4	422	13	1,0
Pool Malebo	Zaire/Congo	550	1984	77,3	9,1	32	3	10,7	272	4	1,7
Jipe	Kenya	39	1982-86	76,9	2,6	618	1	618,0	700	3	0,0
Mugesera	Rwanda	39	1975	76,9	8,3	236	3,2	73,8	1360	2	0,1
Mweru wa Nt	Zaire	1 600	1975-82	72,3	0,7	600	3	200,0	928	9	4,8
Kariba	Zambie	5 364	1988	68,5	3,2	72	29,2	2,5	485	17	156,6
Jebel Aulia	Soudan	1 246	1982	65,9	1,3	220	2,3	95,7	377	15	2,9
Khashm El G.	Soudan	125	1975	64,0	0,8		6,8			14	0,9
Edward	Zaire	2 240	1982	62,5	2,0	900	34	26,5	914	0	76,2
Robertson	Zimbabwe	81	1976-84	61,7	3,1	1	6	0,2	1350	17	0,5
Alaotra	Madagascar	600	1960-80	61,7	4,8	165	2,5	54,0	750	17	0,6
Nasser	Égypte	5 811	1981	58,4	1,6	220	25,2	8,7	183	16	146,4
Ayame	Côte d'Ivoire	135	1966-79	58,2	6,1	100	10	10,0	91	5	1,4
Kinkony	Madagascar	139	1960-75	54,0	1,2	379	3,5	108,3	20	6	0,5
Chilwa	Malawi	1 750	1962-82	52,7	1,0	1500	2	750,0	654	15	3,5
Mujunju	Tanzanie	80	1969-75	52,6	1,3	98	5,9	16,6	1280	2	0,5
Chiuta	Malawi	200	1971-82	52,3	1,0	150	5	30,0	620	14	1,0
Volta	Ghana	7 394	1970-79	52,1	2,7	65	19	3,4	85	8	140,5
Maga	Cameroun	360	1992	49,1	5,0	50				10	
Chisi	Zambie	60	1954-72	40,0	0,6	115	2,5	46,0	1	9	0,2
Lushiwashi	Zambie	80	1978-82	39,9	2,0					13	
Oubeira	Algérie	21	1974-81	38,1	0,4				1	36	
Rugwero	Burundi	100	1968-75	37,5	1,5	157	2,1	74,8	1350	2	0,2
Kainji	Nigeria	1 270	1974-78	36,1	5,0	55	11	5,0	142	10	14,0
Nasho	Rwanda	14	1975	35,7	1,8	105	4,3	24,4	400	2	0,1
Kitangiri	Tanzanie	1 200	1970	34,3	0,3	785	5	157,0	800	4	6,0
Guiers	Sénégal	210	1988	31,0	1,4	73	1,3	56,2	11	16	0,3
Baringo	Kenya	130	1964-86	29,6	0,8	416	5,6	74,3	965	0	0,7
Albert	Zaire	5 270	1985	28,5	2,9	700	25	28,0	618	2	131,8
Mweru	Zaire	5 000	1975	27,7	1,2	80	6,5	12,3	930	9	32,5

Tableau 1 (suite)

Nom	Pays	Surface (km ²)	Période d'étude (Année)	Rendements observés (kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Effort (Nb Pêcheurs km ⁻²)	Conductivité moyenne (μS.cm ⁻²)	Profondeur moyenne (m)	MEI	Altitude (m)	Latitude (degrés)	Volume (10 ⁹ m ³)
Manantali	Mali	485	1995	26,8	0,6	45	20,8	2,2	220	12	10,1
Massingir	Mozambique	151	1981	26,5	0,5	238	18,7	12,7	109	24	2,8
Rukwa	Tanzanie	2 300	1986	26,0	0,6	2750	4	687,5	820	8	9,2
Naivasha	Kenya	150	1978-86	25,7	1,3	330	6,5	50,8	1890	0	1,0
Ziway	Éthiopie	434	1979-83	25,0	1,2	400	2,5	160,0	1636	8	1,1
Tanganyika	Zaïre	32 600	1977	22,4	0,5	566	570	1,0	750	8	18 582
Kafue F/gorge	Zambie	4 340	1970	22,1	0,3	261	2	130,5	1370	15	8,7
Ihema	Rwanda	86	1983	21,6	0,5	107	5	21,4	1291	2	0,4
Kyle	Zimbabwe	91	1980	19,8	2,2	52	15,7	3,3	1035	20	1,4
Tsiazompaniry	Madagascar	31	1975	19,4	2,2				1490	19	
Bangwelu	Zambie	7 900	1979	18,8	1,7	23	0,3	9,2	1 160	11	19,8
Mantaoa	Madagascar	14	1975	17,9	0,5	22	5	4,4	1385	19	0,1
Cahora Bassa	Mozambique	2665	1982	16,3	0,5	117	20,9	5,6	326	16	55,8
Turkana	Kenya	7 570	1976-86	15,5	0,1	3300	29,7	111,1	650	2	224,8
Victoria	Kenya	68 800	1970	14,7	0,4	95	40	2,4	1250	3	2 752
Chad	Tchad	22 000	1970	13,6	0,5	250	3,9	64,1	282	3	85,8
Malawi	Malawi	30 800	1970	9,1	0,3	220	426	0,5	600	10	13 121
Tumba	Zaïre	767	1970	5,8	0,4	27	3	9,0	375	1	2,3
Maji Ndombe	Zaïre	2 300	1970	4,8	0,4	50	5	10,0	300	2	11,5
Tana	Éthiopie	3 500	1970	1,4	0,1	160	8	20,0	1829	12	28,0
Kivu	Zaïre	2 699	1970	1,2	0,2	1240	240	5,2	1200	2	647,8

Dans un deuxième temps, nous nous sommes attachés à trouver de nouvelles relations mettant en jeu différents paramètres contrôlés (altitude, latitude, profondeur, volume, conductivité) et l'indice de productivité (kg.ha⁻¹.an⁻¹) précédemment décrit. Ces relations ont été établies en utilisant des régressions linéaires après transformation logarithmique des données lorsque cela paraissait nécessaire, opération qui stabilise la variance, linéarise les réponses et normalise les résultats.

RESULTATS

La productivité des lacs étant exprimée en terme de rendements de pêche (kg.ha⁻¹.an⁻¹), il convient d'ajouter aux paramètres morphométrique, édaphique ou climatique, un indice d'exploitation. C'est la raison pour laquelle, nous avons retenu trois relations empiriques permettant de prévoir les captures annuelles en fonction d'un facteur contrôlé qui sera successivement l'indice morpho-édaphique, la surface, la pression de pêche.

Rendement en poisson estimé par le modèle d'Henderson et Welcomme

Dans le premier cas, Henderson et Welcomme (1974) ont établi une relation significative entre l'indice morpho-édaphique (MEI, exprimé en μS. cm⁻¹) (conductivité/profondeur moyenne) et les rendements annuels de poisson (kg. ha⁻¹) pour 31 lacs africains: le coefficient de détermination $r^2 = 0,26$. Ce coefficient a été amélioré ($r^2 = 0,46$) en ne prenant en compte

Tableau 2. – Intervalles de confiance pour certains rendements prédits par le modèle d'Henderson et Welcomme (1974).

Confidence limits of a selected number of yields predicted by Henderson and Welcomme's model (1974).

Indice Morpho-édaphique	Rendements prédits (kg.ha ⁻¹)	Intervalle de confiance 95 % (kg.ha ⁻¹)
6,3	32	7-126
39,8	74	23-282
158,5	144	36-1 000

que les lacs (16 sur les 31 initialement analysés) pour lesquels l'effort de pêche était au moins égal à 1 pêcheur. km⁻². Dans ce cas, la relation est de la forme: Rendement = 14,3 MEI^{0,4681}

Le pourcentage de variance expliquée reste toutefois faible alors que la précision des estimations est largement insuffisante: pour un coefficient de risque de 5 %, un rendement équivalent à 74 kg. ha⁻¹ est prédit avec un intervalle de confiance variant entre 23 et 282 kg (Tableau 2).

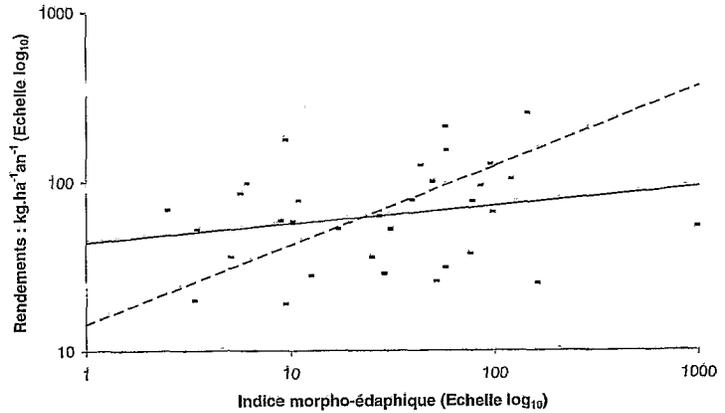
Ce type de relation (\log_{10} rendements = 0,11 \log_{10} MEI + 3,78) n'est pas significatif ($p = 0,23$ et $r^2 = 0,05$) lorsque le jeu de données utilisé est celui du Tableau 1, même pour un effort supérieur à 1 pêcheur par km² (Fig.1).

Rendement en poisson estimé par le modèle de Crull

Crull (1992), reprenant les données des "source books" de la FAO, a établi une relation positive entre

Figure 1. – Relations entre l'indice morpho-édaphique et les rendements de pêche (kg.ha⁻¹.an⁻¹). ---- pour 33 lacs caractérisés par un effort de pêche supérieur à 1 pêcheur par km² (Henderson et Welcomme, 1974), ___ pour 65 lacs africains (Tableau 1).

Relationships between morpho-edaphic index and fish yield (kg.ha⁻¹.year⁻¹). ---- for 33 lakes where the fishing effort is greater than 1 fisherman per km² (Henderson and Welcomme, 1974), ___ for 65 African lakes (Table 1).



la surface (km²) de 71 lacs et réservoirs africains et les captures totales de poisson (tonnes.an⁻¹) réalisées sur ces écosystèmes :

$$\log_{10} \text{Captures} = 8,32 \log_{10} \text{Surface}^{0,92}$$

Cette relation explique à elle seule 93 % de la variance. Ces estimations sont toutefois peu précises et inutilisables à des fins de prédiction puisque l'intervalle de confiance au risque 5 % varie entre 1 264 et 19 055 tonnes pour des captures estimées à 4 908 tonnes (Tableau 3).

Tableau 3. – Intervalles de confiance pour certains rendements prédits par le modèle de Crull (1992).

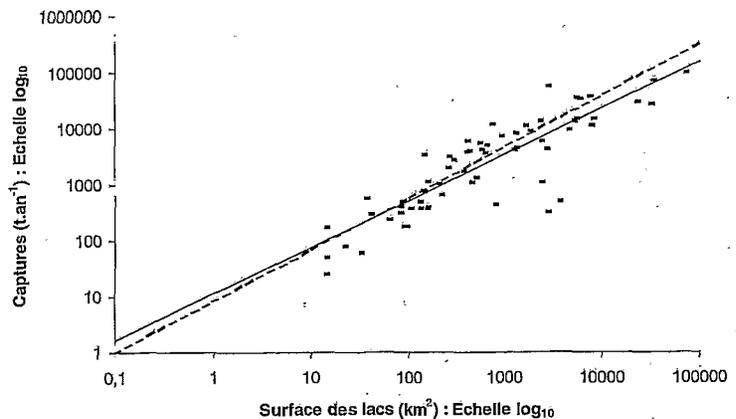
Confidence limits of a selected number of yields predicted by Crull's model (1992).

Surface (km ²)	Captures prédites (t.an ⁻¹)	Intervalle de confiance 95 % (t.an ⁻¹)
10	70	18-271
100	585	152-2 253
1 000	4 908	1 264-19 055
10 000	41 523	10 441-165 214

Ce type de relation, appliqué à notre jeu de données, est toujours significatif: $\log_{10} \text{Captures} = 0,83 \log_{10} \text{Surface} + 1,05$ avec $p = 0$ et $R^2 = 0,76$, bien que

Figure 2. – Relations entre la surface (km²) et les captures annuelles (t.an⁻¹). --- pour 71 lacs (Crull, 1992), ___ pour 65 lacs africains (Tableau 1).

Relationships between surface area (km²) and total catch (t.year⁻¹). --- for 71 lakes (Crull, 1992), ___ for 65 African lakes (Table 1).



le pourcentage de variance expliquée soit plus faible (Fig. 2).

Rendement en poisson estimé par le modèle de Bayley

La relation, développée par Bayley (1988), sur les lacs, lagunes et plaines inondables en zone tropicale met en valeur la notion de pression de pêche. L'auteur met ainsi en évidence l'existence d'une relation significative entre les rendements de poisson et les efforts de pêche pour 31 lacs africains, naturels ou artificiels. Cette relation est de la forme :

$$\log_e (\text{Rendement} + 1) = (6,46 (f^{0,5}) - (1,95 \times f) - 0,76$$

avec $R^2 = 0,75$

Cette relation prévoit dans une première phase une augmentation des rendements lorsque l'effort de pêche s'intensifie. Les rendements maximum, compris entre 76 et 122 kg.ha⁻¹.an⁻¹, sont obtenus pour un effort de pêche équivalent à 2,7 pêcheurs par km². Au dessus de cette valeur toute augmentation de l'effort de pêche entraîne une réduction des rendements par hectare. Ce modèle qui prévoit une baisse des captures quand l'effort de pêche est supérieur à 3 pêcheurs par km² ne permet pas d'interpréter les résultats contenus dans notre jeu de données pour lequel les rendements

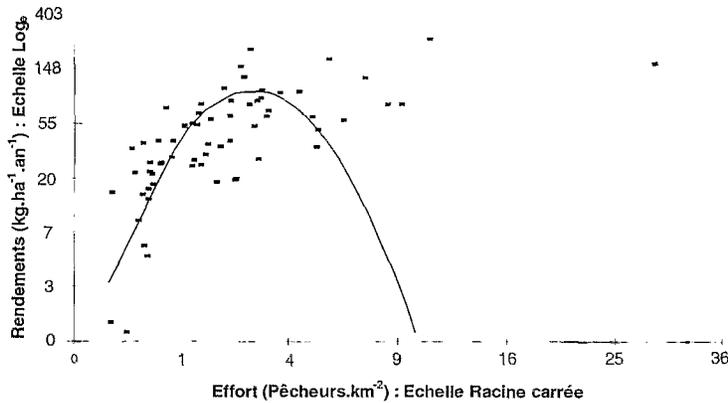


Figure 3. – Relation entre l'effort de pêche (pêcheurs.km⁻²) et les rendements de pêche (kg.ha⁻¹.an⁻¹). — pour 31 lacs africains (Bayley, 1988). données provenant de 65 lacs africains (Tableau 1).

Relationship between fishing effort (fishermen .km⁻²) and fish yield (kg.ha⁻¹.year⁻¹). — for 31 African lakes (Bayley, 1988). data from 65 African lakes (Table 1).

maximum sont atteints pour un effectif de 2 pêcheurs par km² et se maintiennent pour des efforts aussi forts que 30 pêcheurs au km² (Fig. 3).

Les trois relations précédentes s'avèrent donc difficilement utilisables car elles restent très imprécises, même dans le meilleur des cas lorsqu'elles s'ajustent à notre jeu de données. L'intervalle de confiance des estimations peut varier d'un rapport allant de 1 à 10 alors qu'en moyenne les lacs africains présentent des rendements compris entre 50 et 200 kg.ha⁻¹.an⁻¹.

Rendement en poisson estimé par de nouveaux modèles

De nouvelles tentatives ont été faites pour relier les captures totales à l'altitude ou la latitude des lacs. Ces relations ne sont pas significatives (Tableau 4). Elles ne le sont pas non plus lorsque le facteur utilisé est la conductivité des eaux. D'autres corrélations le sont, notamment celles qui impliquent les variables morphométriques comme le volume, la surface, la profondeur moyenne ou encore l'indice morpho-édaphique (qui intègre également la profondeur moyenne), mais elles n'expliquent qu'un faible pourcentage de la variance (Tableau 4).

Une des raisons pouvant expliquer cette faible corrélation entre les variables est que nous n'utilisons pas la biomasse de poisson à un instant donné ou la production annuelle de poisson mais les quantités pêchées annuellement par unité de surface. Il paraît donc important de prendre en compte l'effort de pêche car les différents écosystèmes étudiés peuvent se situer à des niveaux d'exploitation différents. Les captures de poisson peuvent ainsi refléter partiellement un indice d'effort et non pas la productivité de l'écosystème.

Dans ce cas, la relation unissant les rendements (kg.ha⁻¹.an⁻¹) et l'effort de pêche (nombre de pêcheurs par km²), qui explique le plus fort pourcentage de variance est de la forme :

$$\log_e \text{ Rendement} = A \times (1 - \exp(-B \times \text{Effort}))$$

Le coefficient de régression R² est égal à 0,55 pour $p < 0,01$ (Fig. 4). A = 4,20 et B = 2,57 sont les coefficients d'ajustement.

Tableau 4. – Coefficients de détermination (r²) de la relation : $\log_{10} FY = a + b \log_{10} X$ pour les rendements de poisson présentés dans le Tableau 1. n : nombre d'observations incluses dans la régression. p : relation significative au risque 1% (**), au risque 5% (*), non significative (NS).

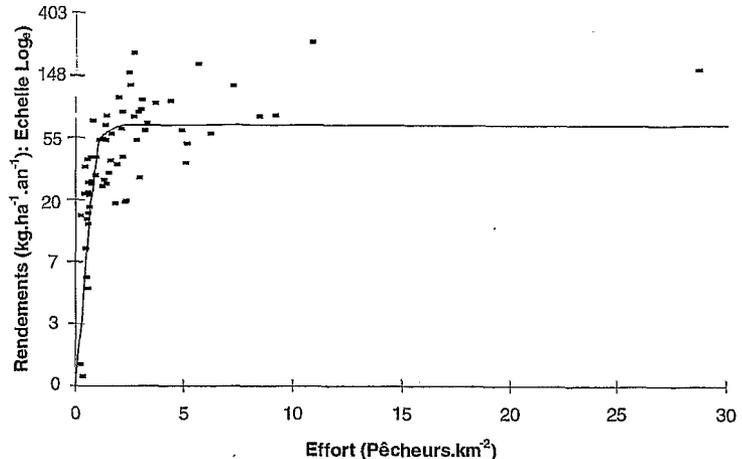
*Coefficients of determination (r²) for the relationship $\log_{10} FY = a + b \log_{10} X$, for the fish yield data in Table 1. n : number of observations used for the regression. p : significant relationship at 1% risk (**), at 5% risk (*), non significant (NS).*

Variable	Tous les lacs			Lacs où l'effort > 2 pêcheurs.km ⁻²		
	n	r ²	p	n	r ²	p
Volume	57	0,17	**	19	0,16	NS
Profondeur moyenne	57	0,13	**	19	0,34	**
Surface	65	0,11	**	19	0,10	NS
MEI	54	0,09	*	19	0,42	**
Altitude (log/n)	41	0,04	NS			
Conductivité	57	0,002	NS	19	0,06	NS
Latitude (log/n)	62	0,00	NS	19	0,10	NS

Cette relation tend vers une asymptote : l'intensification des activités de pêche n'entraîne pas un effondrement des prises comme il est généralement admis mais une stabilisation des rendements à leur niveau maximum pour un nombre de pêcheurs au km² compris entre 2 et 30. Dans ce cas, pour un effort inférieur à 2 pêcheurs par km² les rendements par hectare sont directement dépendants de la pression de pêche alors qu'au dessus de cette valeur et dans la gamme des efforts qui ont été observés, les captures totales dépendent essentiellement des capacités biotiques de l'écosystème. La sélection des lacs où l'effort est supérieur à 2 pêcheurs au km² ramène le nombre des observations à 19 et dans ce cas des relations significatives sont établies avec la profondeur moyenne et l'indice morpho-édaphique, les coefficients de détermination étant respectivement de 0,34 et 0,42 (Tableau 4). Dans le dernier cas, la précision des estimations est sensiblement meilleure que celle calculée par Henderson et Welcomme (1974) puisque l'intervalle de confiance à 99 % varie entre 28 et 92 kg.ha⁻¹.an⁻¹ pour des rendements prédits de 60 kg.ha⁻¹.an⁻¹ (MEI = 0) et de 145 à 290 kg.ha⁻¹.an⁻¹

Figure 4. - Relation entre l'effort de pêche (pêcheurs.km⁻¹) et les rendements (kg.ha⁻¹.an⁻¹) sur 65 lacs africains (Tableau 1). $\text{Log}_e(\text{Rendements}) = A \times [1 - \exp(-B \times \text{Effort})]$. $r^2 = 0,55$ pour $p < 0,01$.

Relationship between fishing effort (fishermen.km⁻¹) and fish yield (kg.ha⁻¹.year⁻¹) for 65 African lakes showed in Table 1. $\text{Log}_e(\text{Yield}) = A \times [1 - \exp(-B \times \text{Fishing Effort})]$. $r^2 = 0.55$ for $p < 0.01$.



pour des rendements prédits de 215 kg.ha⁻¹.an⁻¹ (MEI = 150).

DISCUSSION

L'indice morpho-édaphique, basé sur l'existence d'une relation empirique entre les facteurs abiotiques et les rendements de poisson, devait donner une première estimation des rendements potentiels des lacs (Ryder, 1982). Bien que cet indice ait été largement utilisé par le passé, la relation établie avec les rendements de poisson des lacs africains est mauvaise. Plusieurs explications peuvent être retenues. Tout d'abord, les premiers résultats obtenus par Rawson (1952) sur les lacs canadiens prenaient en compte une estimation moyenne des captures stabilisées calculée à partir de longues séries de données : 25 ans. Dans notre cas, les séries utilisées pour chacun des lacs sont courtes, les observations se limitant fréquemment à un cycle annuel. De plus, de nombreuses incertitudes demeurent sur la qualité des données utilisées. En effet, les méthodologies d'enquête sont différentes suivant les lacs échantillonnés et les captures totales peuvent avoir des significations différentes suivant que les débarquements réservés aux populations locales sont incorporés aux résultats ou non. Il en est de même pour la définition de l'effort de pêche qui peut varier considérablement selon que l'on s'intéresse aux seuls pêcheurs professionnels ou que l'on veuille prendre également en compte la présence de pêcheurs occasionnels ou saisonniers. Les techniques de pêche recensées peuvent être également différentes alors que l'effort est toujours exprimé en nombre de pêcheurs par km², seul indice applicable à une telle hétérogénéité de comportements.

A cette incertitude sur l'évaluation des prises et des efforts de pêche s'ajoute une indétermination sur le calcul de l'indice morpho-édaphique qui devrait se faire à partir d'une valeur de conductivité moyenne des eaux. Cette valeur devrait prendre en compte la variabilité spatiale et temporelle de la conductivité

au cours d'un cycle hydrologique annuel. Dans de nombreux cas, il n'a pas été tenu compte de cette variabilité et les valeurs disponibles correspondent plus à des mesures ponctuelles qu'à des moyennes annuelles. Ceci est d'autant plus inquiétant que dans le cas des réservoirs la valeur de la conductivité évolue de manière significative entre la période de mise en eau et la période de stabilisation du lac.

Indépendamment, de la qualité des données utilisées, de nombreuses critiques ont été faites sur cet indice, objectant notamment qu'il était préférable de développer des modèles à partir de mesures rigoureusement définies et reproductibles comme la production de poisson plutôt qu'à partir d'indices grossiers de captures moyennes. Downing *et al.*, 1990 ont ainsi montré que la production de poisson n'était pas corrélée avec l'indice morpho-édaphique ($p > 0,05$) alors qu'elle l'était avec la production annuelle de phytoplancton ($R^2 = 0,79$). Dans ce cas, même si le jeu de données couvrait une vaste gamme d'aires géographiques et d'états trophiques, les lacs étaient principalement situés dans la zone tempérée. Oglesky (1977) concédait d'ailleurs que des données de production fiables concernant toute la communauté de poisson étaient trop rares au milieu des années 1970 pour permettre ce type d'analyse. C'est toujours le cas actuellement en Afrique, ce qui explique le succès des modèles empiriques.

En réponse à ces remarques, Ryder répliquait dès 1982 que les échecs du modèle impliquant l'indice morpho-édaphique étaient principalement dus à des erreurs d'application de la part des scientifiques avec notamment :

- une incompréhension ou une violation des critères d'application,
- l'utilisation de lacs présentant des anomalies limnologiques dans un jeu de données par ailleurs homogène,
- l'utilisation de données imprécises ou inappropriées et
- l'absence de distinction entre modèles globaux, régionaux ou infra-régionaux.

Ces objections paraissent totalement justifiées dans le cas des lacs africains puisque dans la majorité des cas, les données utilisées ne traitent que d'une période très limitée et restent très imprécises, tant en ce qui concerne les débarquements de poisson, la profondeur moyenne, la conductivité que l'effort de pêche. Dans ces conditions, les résultats observés, décrits précédemment comme médiocres, peuvent paraître exceptionnellement bons.

La recherche de nouvelles relations empiriques s'est faite en sélectionnant les lacs où l'effort de pêche permettait une exploitation suffisante pour atteindre les rendements les plus forts. Rawson (1952) considérait que pour des raisons physiques et économiques, les captures annuelles pouvaient rarement approcher leur capacité maximale. En Afrique, l'accroissement démographique, l'introduction de nappes de filets en Nylon et la conjonction d'une activité de subsistance et d'une activité commerciale ont provoqué un accroissement énorme de l'effort de pêche qui a entraîné une augmentation et une stabilisation des débarquements à un niveau élevé. Ces captures maximales sont obtenues dans le cas des lacs pour un effort équivalent à 2 pêcheurs.km⁻² et se maintiennent pour des valeurs élevées de la pression de pêche. Ce résultat a déjà été observé par le passé (Ryder, 1965; Welcomme, 1989; Laë, 1992) et le même type de relation asymptotique a déjà été calculé par Laë (1996) sur les lagunes d'Afrique de l'Ouest. Dans ce cas, le maintien de rendements forts lorsque l'effort de pêche augmente de façon importante peut s'expliquer par une réorganisation des peuplements de poisson. En effet lors de sa mise en œuvre, l'exploitation halieutique vise surtout les individus et les espèces de grandes tailles. Lorsque leur abondance diminue, la pêche se réoriente sur des espèces de plus petites tailles et continue de s'intensifier pour compenser la baisse des rendements. De nombreuses espèces se raréfient et l'effort se concentre alors sur quelques espèces pour lesquelles les tailles de capture sont faibles. Quand l'effort de pêche est très intensif, ces espèces résistantes sont généralement herbivores et présentent une reproduction continue avec parfois un abaissement de l'âge à la première maturité sexuelle, qui permet un renouvellement plus rapide de la biomasse. Dans ce cas, même si les rendements annuels à l'hectare restent identiques, la biomasse de poisson présente et les prises par unité d'effort sont faibles (Regier, 1973; Rapport *et al.*, 1985, Welcomme, 1995, Laë, 1996). Le raccourcissement de la chaîne alimentaire conduit à une meilleure utilisation de l'énergie utilisable alors que dans le même temps les espèces présentes dans des conditions de forte pression de pêche n'ont plus de prédateurs.

La sélection des lacs en fonction de la pression de pêche a permis d'améliorer le coefficient de détermination ($r^2 = 0,42$) obtenu à partir de l'indice morpho-édaphique d'Henderson et Welcomme, mais ce coefficient reste encore très faible. Elle n'a toutefois pas permis d'identifier de nouvelles relations plus

adaptées. Plusieurs raisons peuvent expliquer cette absence d'innovation. Tout d'abord les paramètres utilisés pour tester ces relations étaient relativement limités dans la mesure où le suivi des lacs en Afrique se fait souvent de manière partielle. De nombreux éléments comme les surfaces maximales des lacs en période de crue et en période d'étiage sont indisponibles, de même que la superficie des bassins versants qui les alimentent alors que ces informations semblent être des paramètres intéressants pour la prédiction des rendements de poisson dans les réservoirs d'Asie (Moreau et De Silva, 1991). Le niveau moyen des lacs semble également déterminant. Ainsi sur le bras Sud-Est du lac Malawi les captures d'une année n sont directement liées au niveau moyen du lac pour une année $n - 3$ (Tweddle et Magasa, 1989). Ce type d'informations, facile à récolter, est pourtant rarement disponible. De même les estimations des productions primaire ou secondaire ont rarement été entreprises dans ces milieux alors qu'elles sont utilisées dans les modèles prédictifs développés par Downing *et al.* (1990) ou Pitcher et Bundy (1995).

La recherche de relations empiriques doit s'appuyer sur des bases de données complètes et fiables. Ce type d'approche fait l'objet de nombreuses tentatives dans les pays du Nord (Cyr et Peters, 1996; Havens *et al.*, 1996; Persson *et al.*, 1996; Mavuti *et al.*, 1996; Bachmann *et al.*, 1996). En Afrique, les informations nécessaires à ce type de modélisation ne sont pas disponibles à l'heure actuelle et il paraît urgent de remédier à cette situation par la mise en place d'observatoires permanents des pêches. Ces derniers doivent intégrer plusieurs modules parmi lesquels le suivi hydrologique, physico-chimique, l'estimation de la production primaire viennent en complément d'une information régulière et structurée sur les composantes biologiques, économiques et sociales des pêches. Cette étape est indispensable à la compréhension des écosystèmes et du système-pêche étudiés. Elle ne pourra en aucun cas, même dans l'hypothèse où leur fiabilité serait améliorée, être remplacée par l'utilisation de relations empiriques si l'objectif final est de gérer des pêcheries.

CONCLUSION

L'emploi des modèles empiriques couramment utilisés pour l'estimation du potentiel halieutique des lacs, s'est révélé inadapté à notre jeu de données par absence d'ajustement ou en raison d'une marge d'incertitude trop importante. De fait, les rendements moyens observés sur les lacs varient entre 50 et 200 kg.ha⁻¹.an⁻¹ alors que les estimations issues des modèles étaient comprises entre 30 et 1 000 kg.ha⁻¹.an⁻¹. La recherche de nouvelles relations, compte tenu des informations disponibles, n'a pas permis d'améliorer la précision de ces estimations. Le meilleur ajustement, bien que le coefficient r^2 (0,42) soit relativement faible, est réalisé avec l'indice

morpho-édaphique pour les lacs où l'effort de pêche est supérieur à 2 pêcheurs par km². En l'état actuel des connaissances, si l'on considère la marge d'incertitude des modèles empiriques, il est impossible d'estimer le rendement potentiel des lacs nouvellement mis en exploitation.

La définition de relations fortes entre facteurs abiotiques et productivité des écosystèmes devrait reposer sur des données fiables, seule condition pour améliorer la précision des estimations. Il semble donc nécessaire d'entreprendre ou de reprendre, suivant les cas, une collecte de données sur un bon nombre des lacs africains : les caractéristiques morphométriques et hydrologiques des lacs doivent être précisées, et les estimations de production primaire, secondaire, de débarquement de poisson doivent provenir de méthodes d'échantillonnage assurant la collecte de résultats fiables. Ces modèles qui jouent un rôle important dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes, resteront toutefois d'une portée limitée pour l'halieutique car l'estimation des rendements potentiels ne constitue qu'un élément dans la gestion des lacs africains pour lesquels le problème réel se situe au niveau du contrôle et de la régulation de l'effort qui sont souvent impossibles à réaliser faute de connaître précisément le nombre de pêcheurs présents et les engins utilisés.

REFERENCES

- Anne I., A. Lelek, W. Tobias 1991. African man-made lakes: critical notes on their ecology and economic contribution. *Nat. Res. Dev.* **33**, 7-19.
- Bachmann R. W., B.L. Jones, D. D. Fox, M. Hoyer, L. A. Bull, D. E. Canfield 1996. Relations between trophic state indicators and fish in Florida (USA) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**, 842-855.
- Bayley P. B. 1988. Accounting for effort when comparing tropical fisheries in lakes, river- floodplains, and lagoons. *Limnol. Oceanogr.* **33**, 963-972.
- Bernacsek G. M., S. Lopes 1984. Mozambique. Investigations into the fisheries and limnology of Cahora Bassa Reservoir seven year after dam closure. FAO/GCP/MOZ/006/SWE, Field Doc. **9**, Rome, FAO, 145 p.
- Beverton R. J. H., S. J. Holt 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *U.K. Min. Agric. Fish. Fish. Invest. Ser.* **2.V.19**.
- Burgis M. J., J. J. Symoens 1987. African wetlands and shallow water bodies. *Trav. Doc.* **211**, ORSTOM Paris, 650 p.
- Crul R.C. M. 1992. Models for estimating potential fish yields of African inland waters. FAO., *CIFA Occas. Pap.* **16**, 22 p.
- Crul R. C. M., F. C. Roest 1995. Current status of fisheries and fish stocks of the four largest African reservoirs Kainji, Kariba, Nasser/Nubia and Volta. FAO., *CIFA Tech. Pap.* **30**, 134 p.
- Cyr H., R. H. Peters 1996. Biomass-size spectra and the prediction of fish biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**, 994-1006.
- De Silva S. S., J. Moreau, U. S. Amarasinghe, T. Chookajorn, R. D. Guerrero 1991. A comparative assessment of the fisheries in lacustrine inland waters in three Asian countries based on catch and effort data. *Fish. Res.* **11**, 177-189.
- Downing J. A., C. Plante, S. Lalond 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**, 1929-1936.
- Fox W. W. Jr. 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* **99**, 80-88.
- Fryer G., T. D. Iles 1972. The cichlid fishes of the great lakes of Africa. Oliver and Boyd, Edinburgh, 641 p.
- Hanson J. M., W. C. Legget 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**, 257-263.
- Havens K. E., L. A. Bull, G. L. Warren, T. L. Crisman, E. J. Philips, J. P. Smith 1996. Food web structure in a subtropical lake ecosystem. *Oikos* **75**, 20-32.
- Hayes F. R. 1957. On the variation in bottom fauna and fish yield in relation to trophic level and lake dimensions. *J. Fish. Res. Board. Can.* **14**, 1-32.
- Henderson H. F., R. L. Welcomme 1974. The relationship of yield to morpho-edaphic index and numbers of fishermen in African inland fisheries. FAO, *CIFA Occas. Pap.* **1**, 19 p.
- Hrbáček J. 1969. Relations between some environmental parameters and the fish yield as a basis for a predictive model. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* **17**, 1069-1081.
- Knaap van der M. 1994. Status of fish stocks and fisheries of thirteen medium-sized African reservoirs. FAO, *CIFA Tech. Pap.* **26**, 107 p.
- Laë R. 1992. Influence de l'hydrologie sur les pêcheries du Delta Central du Niger de 1966 à 1989. *Aquat. Living Resour.* **5**, 115-126.
- Laë R., J. Y. Weigel 1995. Diagnostic halieutique et propositions d'aménagement : l'exemple de la retenue de Sélingué (Mali). FAO-PAMOS, 73 p.
- Laë R., J. Y. Weigel 1995. La retenue de Manantali au Mali, diagnostic halieutique et propositions d'aménagement. FAO-PAMOS, 65 p.
- Laë R. 1996. Does overfishing lead to a decrease in catches and yields? An example of two West African coastal lagoons. *Fish. Manag. Ecol.* **3**, 101-116.
- Marshall B. E. 1984. Towards predicting ecology and fish yields in African reservoirs from pre-impondment physico-chemical data. FAO, *CIFA Tech. Pap.* **12**, 36 p.
- Melack J. M. 1976. Primary productivity and fish yields in tropical lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **105**, 575-580.
- Matuszek J. E. 1978. Empirical predictions of fish yields of large North American lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **107**, 385-394.
- Mavuti K., J. Moreau, J. Munyandorero, P.D. Plisnier 1996. Analysis of trophic relationships in two shallow equatorial lakes: Lake Naivasha (Kenya) and Lake Ihema (Rwanda) using a multispecific trophic model. *Hydrobiologia* **321**, 89-100.
- Moreau J., S. S. De Silva 1991. Predictive fish yield models for lakes and reservoirs of the Philippines, Sri Lanka and Thailand. FAO *Fish. Tech. Pap.* , 42 p.

- Oglesby R. T. 1977. Relationship of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphoedaphic factors. *J. Fish. Res. Board Can.* **34**, 2271-2279.
- Pauly D., S. Geronimo, Y. R. Smith 1989. On development, fisheries and dynamite: a brief review of tropical fisheries management. *Nat. Resour. Model.* **3**, 307-329.
- Person L., J. Anderson, E. Wahlstroem, P. Ekloev 1996. Size-specific interactions in lake systems: Predator gape limitation and prey growth rate and mortality. *Ecology* **77**, 900-911.
- Pitcher T. J., A. Bundy 1995. A new family of approximate models for the estimation of potential yield in African lake fisheries. 1st Pan-African Fisheries Congress, Nairobi, Kenya, August-5 1995, 6 p.
- Rapport D. J., H. A. Regier, T. C. Hutchinson 1985. Ecosystem behaviour under stress. *Am. Nat.* **125**, 617-40.
- Rawson D. S. 1952. Mean depth and the fish production of large lakes. *Ecology* **33**, 513-521.
- Rawson D. S. 1955. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* **12**, 164-175.
- Regier H. A. 1973. Sequence of exploitation of stocks in multispecies fisheries on the Laurentian great Lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* **30**, 1992-99.
- Ricker W. E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* **11**, 559-653.
- Rounsefell G. A. 1946. Fish production in lakes as a guide for estimating production in proposed reservoirs. *Copeia* **1**, 29-40.
- Ryder R. A. 1965. A model for estimating the potential fish production of North temperate lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **94**, 214-218.
- Ryder R. A., S. R. Kerr, K. H. Loftus, H. A. Regier 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator. Review and evaluation. *J. Fish. Res. Board Can.* **31**, 663-688.
- Schaefer M. B. 1967. Fishery dynamics and present status of the yellowfin tuna population of the eastern Pacific Ocean. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* **12**, 89-136.
- Ryder R. A. 1982. The morphoedaphic index-Use, abuse and fundamental concepts. *Trans. Am. Fish. Soc.* **111**, 154-164.
- Schlesinger D. A., H. A. Regier 1982. Climatic and morphoedaphic indices of Fish Yields from natural waters. *Trans. Am. Fish. Soc.* **111**, 141-150.
- Tweddle D., J. H. Magasa 1989. Assessment of multispecies cichlid fisheries of the Southeast arm of Lake Malawi, Africa. *J. Cons. Int. Explor. Mer* **45**, 209-222.
- Vanden Bossche J. P., G. M. Bernacsek 1990. Source book of the inland fishery resources of Africa, FAO. *CIFA Tech. Pap.* **18/1**, 411 p.
- Vanden Bossche J. P., G. M. Bernacsek 1990. Source book of the inland fishery resources of Africa, FAO. *CIFA Tech. Pap.* **18/2**, 240 p.
- Vanden Bossche J. P., G. M. Bernacsek 1991. Source book of the inland fishery resources of Africa, FAO. *CIFA Tech. Pap.* **18/3**, 219 p.
- Welcomme R.L. 1989. Review of the present state of knowledge of fish stocks and fisheries of African Rivers. *In: D. P. Dodge ed. Proc. Int. River Symp. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**, 515-532.
- Welcomme R. L. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regulated Rivers: Res. Manag.* **11**, 121-136.
- Youngs W. D., D. G. Heimbuch 1982. Another consideration of the Morphoedaphic Index. *Trans. Am. Fish. Soc.* **111**, 151-153.