

50376
1987
89

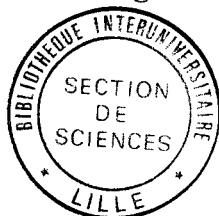
50376
1987
89

N° d'ordre 1402

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES

DE LILLE FLANDRES-ARTOIS

Laboratoire d'Ecologie Numérique



Thèse présentée pour obtenir le grade de

Docteur de 3^{ème} Cycle

en

Biologie et Physiologie Animales

APPLICATION DE METHODES STATISTIQUES MULTIVARIABLES
A L'ETUDE DE LA DIVERSITE ET DE LA STRUCTURE DES PEUPEMENTS
DE DIPTERES DOLICHOPODIDAE AU NIVEAU D'UN INTERFACE ETANG-FORET
(Etang du Prussien, Parc Naturel Régional de Saint-Amand-Raismes, Nord)

Par

Mahmoud TAYOUB

Soutenue le 7 Juillet 1987 devant la Commission d'examen:

JURY :	M M. PORCHET	Président
	M S. FRONTIER	Rapporteur
	Mme N. DHAINAUT	Examineur
	M D. PETIT	Examineur
	M E. BRUNEL	Invité

A mes parents

A Alida et William

S O M M A I R E

	pages
- AVANT-PROPOS	
- INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I: MILIEU ET INSECTES ETUDIES.	
1.1. LE MILIEU	
1.1.a. Situation géographique.....	4
1.1.b. La végétation.....	4
1.1.c. Les sols.....	8
1.1.d. La litière.....	9
1.1.e. Le climat.....	11
1.2. Biologie et détermination des Dolichopodidae.....	13
CHAPITRE II: MATERIEL ET METHODES.	
2.1. Echantillonnage	
2.1.1. Techniques d'échantillonnage.....	16
2.1.1.1. Techniques de piégeage et choix de pièges.....	16
a. Les pièges jaunes.....	16
b. Les pièges à émergence.....	18
2.1.2. Plan d'échantillonnage.....	19
2.1.2.1. Disposition des pièges dans l'espace.....	19
2.1.2.2. Pas temporel d'échantillonnage.....	19
2.1.3. Traitement des échantillons au Laboratoire.....	22
2.2. Traitement numérique des données.....	22
2.2.1. Indices de diversité.....	22
2.2.1.a. Indice de SHANNON et WEAVER.....	22
2.2.1.b. La régularité ou Evenness.....	23
2.2.2. Diagrammes rangs-fréquences(DRF).....	23
2.2.3. Etude de la variabilité " microrépartition".....	24
2.2.4. Analyse multivariable des données.....	29
2.2.4.1. Analyse Factorielle des Correspondances(AFC).....	29
2.2.4.2. Classification Hiérarchique.....	31
2.2.4.2.1. Introduction.....	31

2.2.4.2.2. Indices de proximité choisis.....	31
a. Généralités.....	31
b. Indice de similarité de GOWER.....	32
c. Indice de OCHIAI.....	33
2.2.4.2.3. Algorithme de groupement.....	34
2.3. Création des tableaux de données.....	36

CHAPITRE III. COMPOSITION FAUNISTIQUE.

3.1. Résultats bruts.....	38
3.1.1. Composition globale.....	38
3.1.2. Tableaux des effectifs.....	38
3.2. Aspects qualitatifs et quantitatifs.....	38
3.2.1. Etude qualitative(Fréquence d'occurrence).....	38
3.2.2. Abondance relative des espèces.....	48
3.2.3. Etude chorologique.....	50
3.2.4. Etude phénologique.....	54
3.2.5. Dominance en pourcentage	58
3.2.5. Richesse spécifique(S).....	62
3.3. Conclusion.....	63

CHAPITRE IV. ETUDE DE DIVERSITE

- Introduction.....	65
4.1. Comparaison des stations sur la base de leurs diversité et régularité moyennes et globales.....	65
4.2. Variations dans le temps de la diversité et de la régularité le long du transect étang-forêt.....	68
4.2.a. Comparaison des stations par année.....	68
4.2.b. Evolution temporelle de la diversité et de la régularité dans chaque station.....	70
4.2.b.1. Stations de bord d'étang(A,B et C).....	71
4.2.b.2. Stations forestières(D,E,F et G).....	71
4.2.c. Comparaison des stations par mois.....	73

4.3. Diagrammes rangs-fréquences (DRF).....	75
4.3.a. Comparaison des stations à l'échelle annuelle...	75
4.3.b. Comparaison des stations par mois.....	79
4.3.b.1. Stations de bord d'étang(A,B & C).....	79
4.3.b.2. Stations forestières(D,E,F et G).....	81
4.3.c. Comparaison des structures de peuplement de juin et juillet en 1982 et en 1983.....	84
4.3.c.1. Stations de bord d'étang (B et C).....	84
4.3.c.2. Stations forestières(D,E,F et G).....	86
4.4. Conclusion.....	88

CHAPITRE V. ETUDE DE LA VARIABILITE.

- Généralités.....	92
5.1. Diagrammes log moyenne-log variance par espèce.....	93
5.2. Diagrammes log moyenne-log variance par station.....	94
5.3. Diagrammes log moyenne-log variance général.....	96

CHAPITRE VI. ANALYSE MULTIVARIABLE DES DONNEES.

6.1. Analyse des données par station.....	99
6.1.a. Station A(bord d'étang).....	100
6.1.b. Station B (aulnaie à sphaignes).....	102
6.1.c. Station C (aulnaie à Carex).....	111
6.1.d. Station D (chênaie-bétulaie).....	119
6.2. Analyse des données par groupes de stations.....	125
6.2.a. Stations de bord d'étang (A,B et C).....	125
6.2.b. Stations forestières (D,E,F et G).....	133
6.2.c. Stations de contact C et D.....	138
6.3. Comparaison des stations à l'échelle annuelle, et le long du transect étang-forêt.....	146
6.3.a. Comparaison des stations B à G en juin et juillet 1982 et en juin et juillet 1983.....	147

6.3.b. Comparaison des stations le long du transect étang- forêt de juin 1982 à juillet 1983.....	153
6.4. Conclusion.....	155
- CONCLUSION GENERALE.....	157
- BIBLIOGRAPHIE.....	162
- ANNEXES.....	172

AVANT - PROPOS

Je suis particulièrement heureux de pouvoir remercier ici Monsieur le Professeur Serge FRONTIER qui m'a accepté dans son Laboratoire d'Ecologie Numérique , et m'a guidé dans la préparation de ma thèse troisième Cycle jusqu'à son achèvement . Ses qualités humaines m'ont permis de surmonter des périodes de difficultés et de découragement ; son esprit scientifique scrupuleux m'a appris à persévérer jusque dans les moindres détails .

Je tiens également à exprimer ma gratitude à Monsieur le Professeur Maurice PORCHET , qui a accepté de présider ce jury .

Je prie Madame le Professeur Nicole DHAINAUT de recevoir ici mes remerciements pour avoir accepté de juger ce travail malgré ses nombreuses occupations .

Il m'est agréable d'adresser mes remerciements très chaleureux à Monsieur Etienne BRUNEL de l'I.N.R.A. Rennes , qui s'est toujours intéressé à ce travail , m'a initié la systématique des Dolichopodidae et accepté de faire partie de ce jury .

Je remercie très vivement Monsieur Daniel PETIT de l'Université de Lille qui s'est chargé de l'exécution des relevés phytosociologiques et me fait le plaisir de participer au jury .

J'adresse toute ma reconnaissance à Monsieur Alain LEPRETRE du Laboratoire d'Ecologie Numérique qui m'a aidé dans la réalisation de ce travail tant sur le terrain qu'au laboratoire , en me prodiguant conseils et encouragements .

Je remercie également Madame Christine LEPRETRE pour l'aide apportée dans la gestion et le traitement informatiques des données recueillies .

Je n'oublierai pas Messieurs Fabrice DESSAINT et Patrick SAFRAN du laboratoire d'Ecologie Numérique pour leur soutien moral au cours de la rédaction .

Enfin, je remercie le Gouvernement Syrien et la Direction de l'Université de Tichrine - Lattaquié , qui m'ont accordé une bourse d'étude en France .

INTRODUCTION

L'étude des communautés animales est un problème complexe , notamment au niveau de l'interface entre deux écosystèmes de maturités différentes . Ces deux écosystèmes donnent généralement naissance à un nouvel écosystème appelé " écosystème de lisière " à travers lequel se produisent des échanges d'énergie , de matière et d'information entre les deux écosystèmes qu'il sépare .

La plupart des interfaces décrites en écologie sont liées à des contacts entre milieux de natures distinctes. Des peuplements biologiques très différents exercent une influence l'un sur l'autre , essentiellement par le moyen de transfert de matières de l'un à l'autre (FRONTIER, 1978). De plus , le développement de structures nouvelles ne se fait pas d'une façon quelconque , mais dans le sens d'une dynamique de l'homéostasie du système . En d'autres termes , les nouvelles interactions n'apparaissent pas au hasard , mais sont sélectionnées dans le sens d'un contrôle naturel des populations composantes .

Du point de vue entomologique , la lisière est la zone de transition dans laquelle on peut assister à des transferts des populations dans un sens ou un autre en fonction de conditions écologiques particulières liées au microclimat qui caractérise cette zone (POLLET, 1970, 1974). L'étude de la biocoenose de la lisière donne une raison d'espérer une meilleure compréhension du rôle exact joué par les zones de contact entre les deux écosystèmes .

Le contact entre un étang et une forêt est un exemple typique d'interface écologique : à la périphérie d'un étang se développe généralement une ceinture de végétation qui le caractérise . La description de

la diversité spécifique et de la structure du peuplement d'insectes au niveau de cet interface et le long d'un transect perpendiculaire de bord d'étang , au cours d'un cycle annuel est l'objet de cette étude . L'étude est consacrée à la famille des Diptères Dolichopodidae , mouches prédatrices dont l'inventaire avait été réalisé dans le site lors d'une étude préalable (TAYOUB , 1985).

Nous avons choisi pour cette étude , la succession étang-marlaie lisière-chênaie existant le long d'un transect perpendiculaire à la rive d'un étang du Parc Naturel Régional de Saint-Amand-Raismes (Nord) : l'étang du Prussien . Le choix de ce site a plusieurs raisons :

- . Le milieu est situé dans une zone protégée qui offrait des garanties quant au fonctionnement des appareils d'échantillonnage ,

- . L'étang , né d'effondrements miniers , présente avec la forêt une interface bien différenciée ,

- . Le site est particulièrement riche en Diptères Dolichopodidae .

Plusieurs éléments ont attiré notre attention sur ce groupe d'insectes:

- . Ils forment un groupe très diversifié et abondamment représenté dans les milieux étudiés et , par leur moeurs prédatrices , constituent d'excellents intégrateurs de la structure et de la richesse de ces milieux,

- . Ils sont très répandus au niveau de lisière étang-milieu terrestre. BRUNEL et TREHEN (1982), dans une étude importante réalisée dans le bocage de l'ouest , soulignent d'ailleurs, l'intérêt que présenteraient les Dolichopodidae . comme indicateurs de la diversité et de la qualité des milieux .

La mobilité des populations au cours de cycle annuel et les variations de densité font qu'un peuplement donné est structuré à la fois dans le temps et dans l'espace . Il s'ensuit la nécessité d'effectuer un traitement simultané des données recueillies dans les diverses stations à différents moments .

Pour parvenir à analyser les grands tableaux des données obtenus , il a été nécessaire d'employer diverses techniques numériques multivariées,

seules aptes à extraire une information globale d'un multitude de variations concomitantes . Dans cette optique , nous avons utilisé en particulier l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) et des techniques de Classification Hiérarchique , qui nous procurent un moyen de surveiller l'évolution spatio-temporelle du peuplement d'insectes étudiés , de suivre le rythme des évolutions au cours du temps , et enfin de dégager des associations d'espèces et des groupes de stations ou de relevés . L'information recueillie par ces méthodes et par l'emploi des diagrammes rangs-fréquences (DRF) et de l'indice de diversité spécifique permettra de décrire efficacement la structure des peuplements et d'avancer dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes de lisière .

En ce concerne l'exploitation des données , nous les avons effectuées en fonction des objectifs et des moyens d'analyse statistique mis à notre disposition (programme "ECONUM", LEPRETRE et LEPRETRE , ' 1986) . Le système permet de faire aisement des comparaisons inter ou intra-stations ou entre groupes de stations ou de relevés , donc de percevoir la structure du peuplement à différentes échelles spatio-temporelles et de mettre en évidence les décalages existant entre les peuplements des différentes stations au long du transect étang-forêt .

I.1 LE MILIEU :

I.1.a. Situation géographique :

L'étude est située dans la partie sud-ouest du parc Naturel Régional de Saint-Amand-Raismes (Nord) , au bord d'un petit étang (étang du Prussien) né d'affaissement minier (figure 1a) . Les stations sont échelonnées le long d'un transect placé au nord-ouest de l'étang (Figure 1b) elles joignent le bord d'étang , occupé par une aulnaie , à la forêt sèche (chênaie - bétulaie) . Ce transect correspond à un gradient de conditions hydriques au niveau du sol . La description de l'interface étang - forêt et de ce gradient a été effectuée préalablement à l'aide des caractères phytosociologiques et pédologiques .

I.1.b. La végétation:

Dans les groupements végétaux , au sein des deux types forestiers présents, différents faciès de végétation ont été reconnus . Sept faciès intéressants , notés A à G (figure 2) , ont servi de base à la stratification de la zone d'étude . Une seule station a été choisie dans chaque strate .

Les caractères spécifiques du site du Prussien ont été décrits par MERIAUX (1977 , 1981) ; MERIAUX et al (1983) . Une étude détaillée du site sera donnée par LEPRETRE (Thèse en préparation) .

Les listes des espèces végétales rencontrées dans les strates A à G sont données dans le tableau 1 . Ces relevés phytosociologiques ont été effectués par Mr. D. Petit(Université de Lille 1, Biologie végétale).

Station A: est émergée une grande partie de l'année (sauf fin juillet et août). Elle présente un groupement à Rorripa amphibia et Rumex hydrolapathmu. On y note la présence de nombreuses souches d'arber morts à la suite des processus d'effondrement miniers et de l'extension de l'étang .

Station B : située en bord d'étang , offre une végétation de tourbière aulnaie-soulaie à sphaignes . Le recouvrement du sol est très variable suivant les endroits ; la végétation forme une mosaïque complexe .

Station C:correspond aussi au bord d'étang et supporte une aulnaie plus riche : aulnaie mésotrophe à Carex . La strate herbacée est peu importante du fait d'un envahissement complet par l'étang en période automnale et hivernale et du fait du fort couvert réalisé par les aulnes.

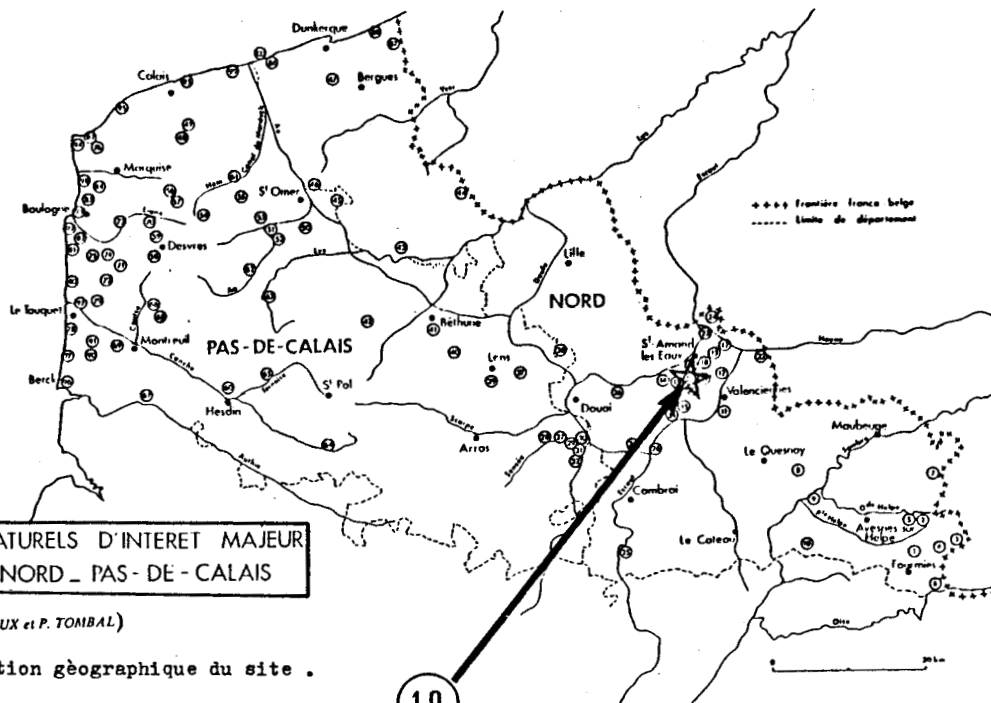


Figure 1a: Localisation géographique du site .

Le site fait partie des 100 sites naturels d'intérêt majeur de la région(n 19 de l'inventaire réalisé par l' A.M.B.E. carte extraite de " MERIAUX JL et TOMBAL.,1983 - Les fichiers sitologique et cartographique de la région Nord-Nord-Pas-de Calais: 231-242 . in: Actes du Colloque. Le patrimoine Naturel Régional Nord-Pas-de-Calais .Inventaire et gestion des milieux naturels et semi-naturels. Lille,Novembre 1983.A.M.B.E.

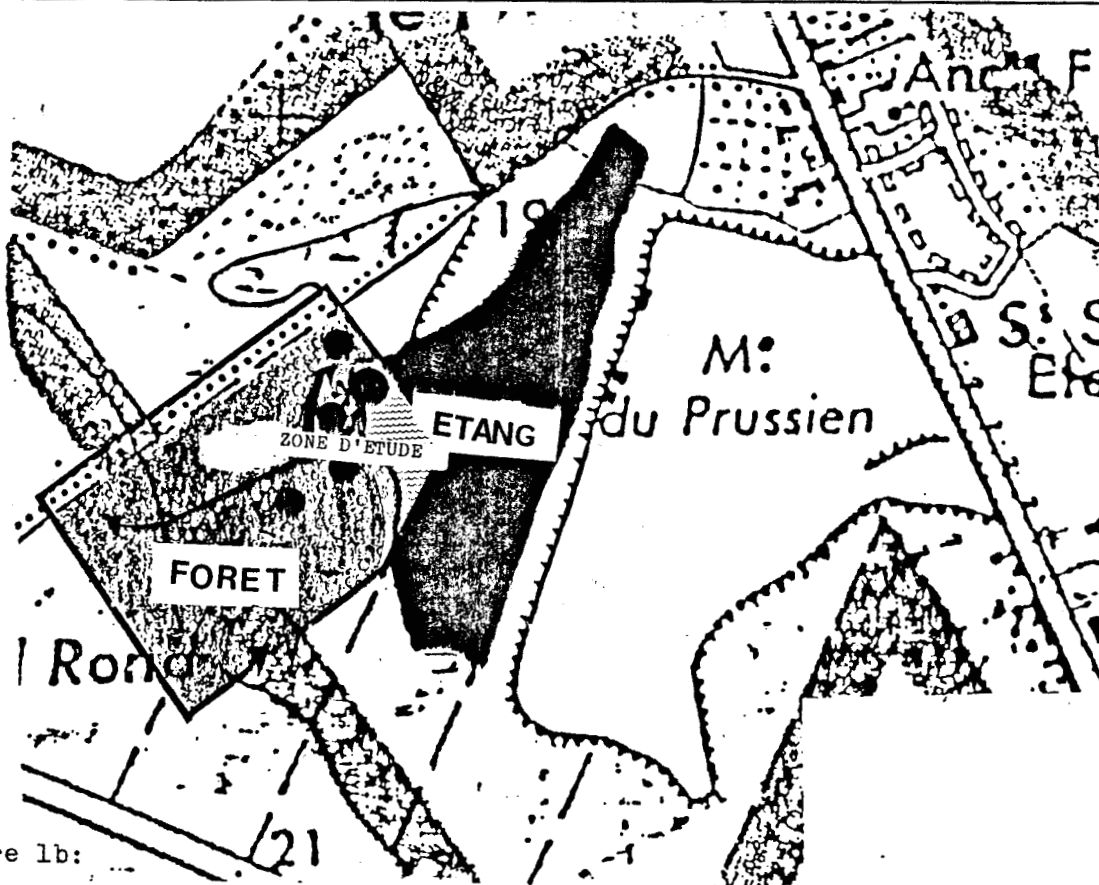


Figure 1b:

Localisation précise du secteur étudié sur la carte I.G.N au 1:25 000 du Parc Naturel Régional de St Amand-Raismes (grossie 10X)

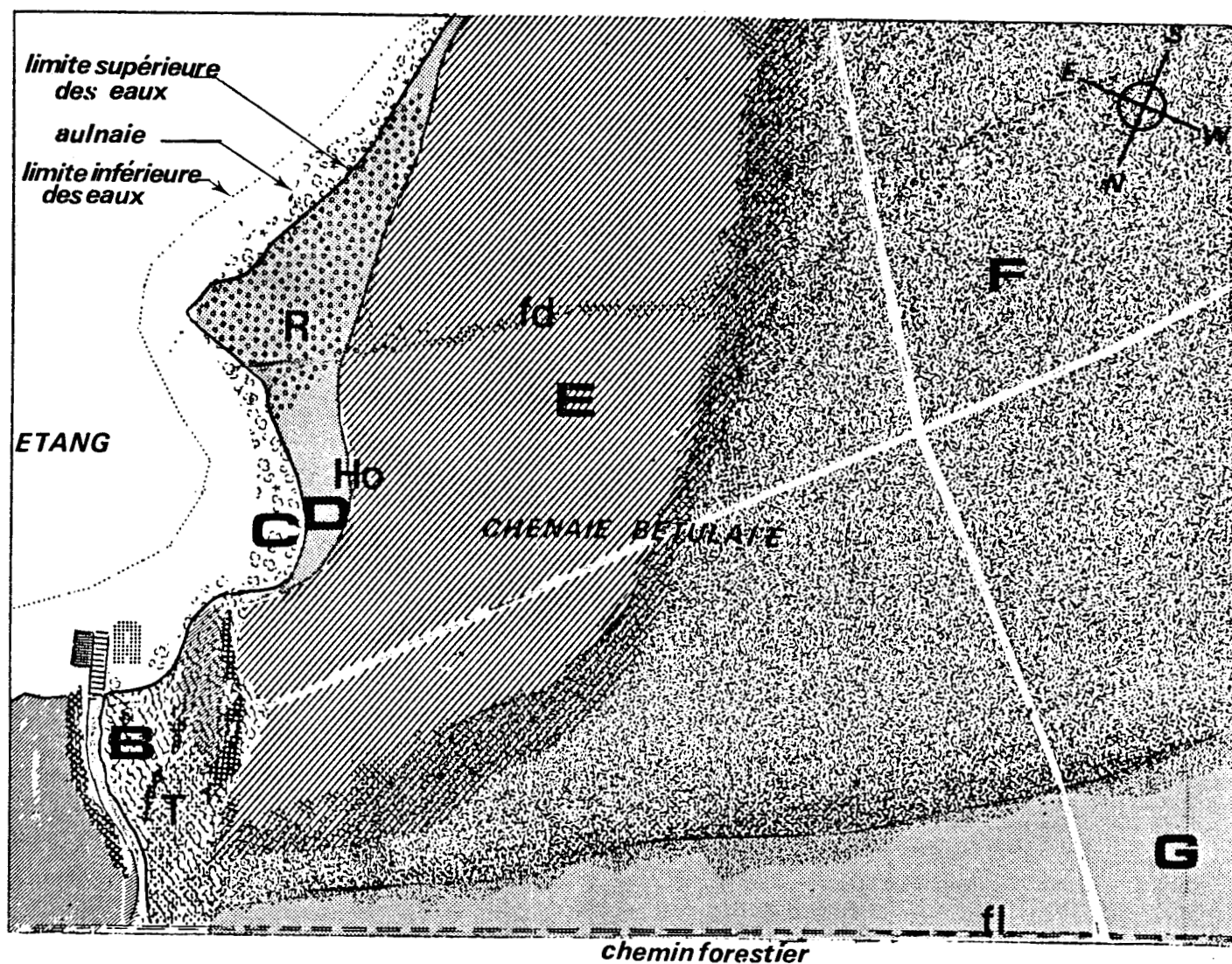


Figure 2: Secteur étudié et strates échantillonnées.

- A: bord d'étang, rarement exondé.
- B: aulnaie à sphaignes.
- C: aulnaie de bord d'étang.
- D: chenaie betulaie-faciès à bouleau pubescent.
- E: " " -faciès à Oxalis et jacinthe.
- F: " " -faciès à Rubus.
- G: " " -faciès à fougère-aigle.
- T: sous-strate de B, à Calamagrostis canescens.
- fd: fossé de drainage.
- fl: fossé au bord du chemin forestier.
- R: zone très humide à Rorripa amphibia.



Stations	Bord d'étang			Forêt			
	A	B	C	D	E	F	G
Strate arborescente:							
<u>Quercus robur</u>				3	4	4	4
<u>Sorbus aucuparia</u>				1			
<u>Populus canescens</u>					1		
<u>Carpinus betulus</u>					1		
<u>Betula pendula</u>							1
<u>Betula pubescens</u>				3	1		
<u>Alnus glutinosa</u>			•				
Strate arbustive							
<u>Corylus avellana</u>				2	+	3	+
<u>Sorbus aucuparia</u>				3	+	3	+
<u>Lonicera periclymenum</u>				+	+	+	+
<u>Acer pseudoplatanus</u>				+	+		
<u>Carpinus betulus</u>					+		
<u>Betula pendula</u>							3
<u>Alnus glutinosa</u>		•	•				+
<u>Salix cinerea</u>		•					
Strate herbacée							
<u>Sorbus aucuparia</u>				+		+	+
<u>Quercus robur</u>					+		
<u>Populus canescens</u>					+		
<u>Acer pseudoplatanus</u>					+	+	
<u>Lonicera periclymenum</u>				2	+	+	+
<u>Holcus mollis</u>				+	3	2	1
<u>Milium effusum</u>				1	1	+	+
<u>Teucrium scorodonia</u>				+	+		+
<u>Oxalis acetosella</u>					1&2		
<u>Stellaria holostea</u>				+			
<u>Ribes sp</u>				+			
<u>Endymion nonscripta</u>					3		+
<u>Lamium galeobdolon</u>					+		+
<u>Rubus fruticosus s.l</u>					2	3	2
<u>Convallaria maialis</u>					2	3	2
<u>Lysimachia vulgaris</u>		•	•			+	
<u>Luzula pilosa</u>						+	
<u>Polygonatum multiflorum</u>							+
<u>Prunus serotina</u>							+
<u>Dryopteris carthusiana</u>				+	+	+	+
<u>Pteridium aquilium</u>				+			
<u>Athyrium filix-femina</u>				+	+		
<u>Rumex hydrolapathum</u>	•	•					
<u>Lycopus europaeus</u>		•					
<u>Myosotis palustris</u>		•					
<u>Galium palustre</u>		•					
<u>Cardamine pratensis</u>		•					
<u>Hottonia palustris</u>		•					
<u>Agrostis canina</u>		•					
<u>Carex sp</u>		•					



Tableau 1: Relevés phytosociologiques effectués dans le site d'étude.

. En présence / absence pour les stations au bord d'étang
(A,B et C) .

. En abondance - dominance pour les stations forestières (D,E,
F et G)

Station D: est caractérisée par le bouleau pubescent (*Betula pubescent*) . La strate herbacée est quasiment inexistante : quelques plantules de *Sorbus aucupariae* , quelques pieds de chevrefeuille (*Lonicera peridymenum*) et de fougères (3 espèces) . La houlque (*Holcus mollis*) apparait brusquement 5m en-deçà du bord limite d'atteinte des eaux . Cette limite , très tranchée , est due aux conditions hydriques : la nappe, trop haute en D , ne permettant pas un bon développement des espèces herbacées .

Station E: a un sol plus riche attesté par la présence du charme (*Carpinus betulus*) . Le bouleau pubescent a une densité plus faible qu' en D . La strate arbustive est diversifiée : charme , sorbier, moisetier érable. La strate herbacée est dominée par la houlque *Oxalis acetosella*. Les ronces apparaissent et surtout la jacinte des bois qui , en avril forme de grande tapis. *Milium effusum* est plus abondant qu'en D, F et G , signe d'un sol plus riche et moins acide .

Station F: la strate arborescent est occupée uniquement par *Quercus robur* , le charme est absent . La strate arbustive n'est formée que par le moisetier et le sorbier . Le ronce est plus développée qu'ailleurs. Le sol, acide est un peu plus limoneux et permet la formation d'une flaque temporaire qui explique la présence de la lysimaque (*Lysimachia vulgaris*) . *Holcus mollis* est présent mais forme un tapis hétérogène. Le muguet abonde .

Station G: est envahie l'été par la fougère-aigle (*Pteridium aquilinum*) qui atteint alors 1.5 à 2m . La ronce est encore présente, quoique bien moins développée qu'en F . La strate arborescente est dominée par *Quercus robur* mais *bétula pendula* occupe une place de plus en plus importante à mesure qu'on approche de la lisière (bord du chemin forestier). Dans les trouées , on retrouve la houlque et le muguet et quelques plantules de *Prunus serotina* .

I.1.c. Les sols:

Trois catégories de mesures ont été effectuées sur les échantillons de sol recueillis dans chacune des stations d'étude :

. Le rapport carbone organique / azote (C/N) , établi sur la fraction fine de sol (inférieur à 2 mm) au Laboratoire d'analyse des sols de l'I.N.R.A. d'Arras .

. Le pH, mesuré sur un mélange de 10g de terre fine et de 20g d'eau distillée .

. L'humidité relative, déterminée par pesée des échantillons avant et après séchage à 105°C jusqu'à poids constant .

La zone d'étude repose sur des sables landéniens qui confèrent aux sols leur acidité (figure 3) . Celle-ci est plus marquée dans les stations situées sous la chênaie qu'en bord d'étang. On constate de plus un enrichissement en azote près de l'étang : le rapport C/N dans les horizons superficiels est d'environ 15 en bord d'étang, contre 20 à 25 sous la chênaie.

Trois types des sols ont été ainsi reconnus en fonction de la nature de l'humus :

. Un sol à moder acide sous la chênaie à bouleaux (C/N = 20 à 25 ; pH = 3.5) : strates D, E, F et G. L'humidité du sol (figure 4) .. est plus forte en G, strate située à proximité d'un chemin forestier.

. Un sol à anmoor, moins acide (pH = 6 à 6,5) et riche en azote (C/N = 15) localisé sous l'aulnaie de bord d'étang : strate C .

. Un sol de tourbière acide (pH = 4 à 5) présentant une forte accumulation de végétaux non décomposés retenant de grandes quantités d'eau : strate B, localisée sous l'aulnaie à sphaignes .

Les strates de bord d'étang (B et C) diffèrent par leur micro - topographie : pente douce vers l'étang pour la station C, relief perturbé en station B . Les différences de niveau de l'étang au cours du cycle annuel sont ainsi répercutées de façon très différente dans les deux strates : en B , l'inondation n'est jamais complètement faite de la grande capacité de rétention d'eau du tapis épais de sphaignes (vivantes ou mortes) . En C, l'humidité (voire l'inondation) est directement liée aux variations de niveau de l'étang . La strate A, dans l'étang-même présente un substrat vaseux , enrichi d'apports limoneux . La relative richesse en carbone est liée également à ces apports .

I.1.d. La litière:

Les chutes de litière sont quantitativement comparables dans les stations définies dans la chênaie . Du point de vue qualitatif, la strate D, est remarquable par le très faible recouvrement herbacé, et la strate G par le développement important de la fougère-aigle. Les strates B et C ont des caractéristiques très différentes . En C, l'aulne (espèce améliorante) fournit une litière abondante et riche en azote . En B, malgré les apports de feuilles d'aulne, la décomposition de la litière est faible , et l'on assiste à une accumulation importante de débris végétaux (de sphaignes surtout) .

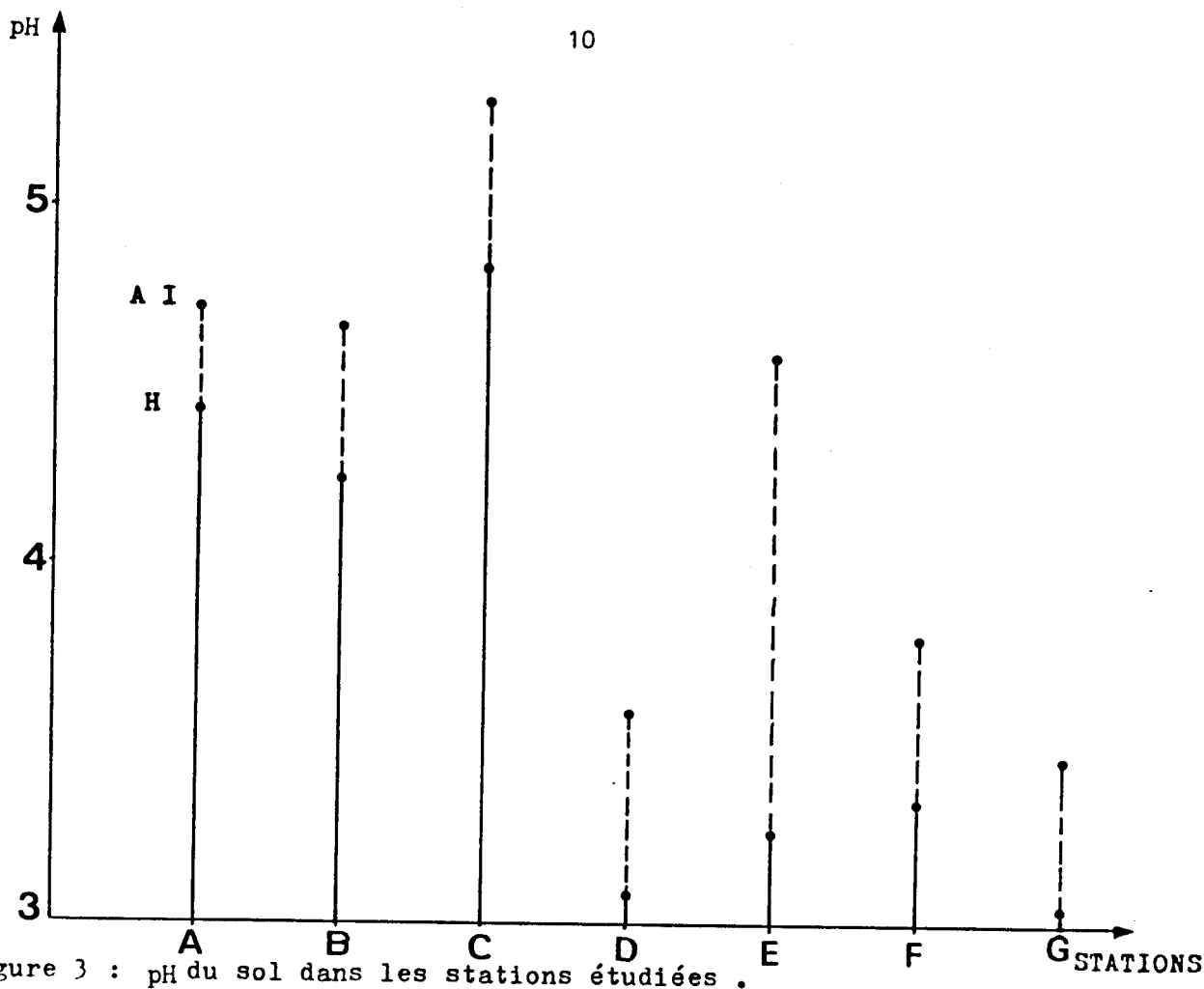


Figure 3 : pH du sol dans les stations étudiées .

. trait continu : pH de la couche H (humus)

. trait discontinu : pH dans l'horizon AI à 35 cm

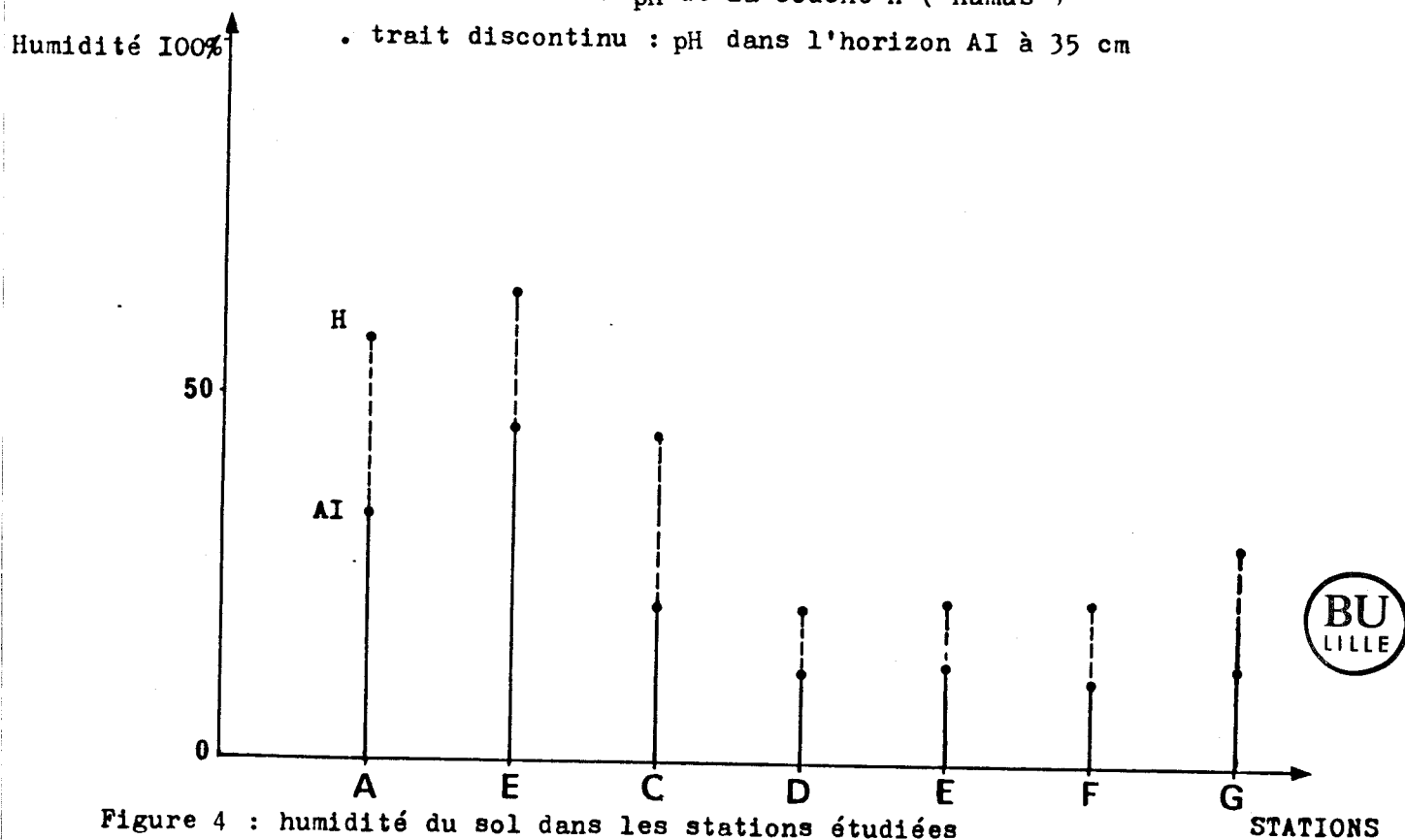


Figure 4 : humidité du sol dans les stations étudiées

.trait continu : dans l'horizon AI à 35 cm

.trait discontinu : dans la couche H (humus)

I.1.e. Le climat:

La forêt de Saint - Amand est soumise à un climat régional de type atlantique atténué . Les pluies s'échelonnent d'octobre à mai (surtout novembre à mars) . L'ensoleillement annuel est faible (1650 heures/an à Valenciennes), le maximum étant enregistré entre mai et juillet .

La pluviosité moyenne à la station météorologique à Vicq est de 707 mm par an pour la période 1963 - 1982 . Généralement la saison la plus sèche se situe de février à avril . L'année 1982 montre un caractère atlantique avec maximum de pluies en été succédant à un printemps assez sec (figure 5) . Cependant l'année 1983 présente une sécheresse estivale typiquement continentale . Comme l'ont signalé LERICQ (1965) et MERIAUX (1978) , le secteur s'étendant de Valenciennes à Saint - Amand est intermédiaire entre la zone atlantique et la zone subcontinentale et, d'une année à l'autre , l'influence littorale sera plus au moins marquée .

Les températures moyennes mensuelles (figure 6) montrent toujours un maximum en juillet - août (moyenne des maxima = 23 C pour les années 1967 à 1982) . L'année 1982 a un profil de température très proche de l'année moyenne , avec toutefois un automne plus doux, marquant encore l'influence atlantique . Par contre, les températures élevées de l'été 1983 confirment le caractère subcontinental de cette année .

La connaissance des vents dominants offre un intérêt car ceux-ci agissent sur la répartition des végétaux aquatiques sur la création de courants au sein de l'étang (MERIAUX, 1978) . Leur influence est très marquée dans le sous-bois car les vents sont rapidement freinés par la friction des masses d'air sur les arbres et arbustes (PARDE, 1974) . Pendant les mois d'été et d'automne, les vents dominants sont de secteur W (convoyeurs de pluie) à SW . En hiver , les vents sont plus secs et froids, de secteur W à NNW .

Le régime hydrique des strates étudiées est plus ou moins contrasté . Les sols de la chênaie ne subissent que des variations limitées d'humidité du fait de la protection du couvert végétal et de l'effet tampon de la litière . Par contre , les strates B et C , voisines de l'étang , sont affectées par les variations de niveau du plan d'eau dues aux

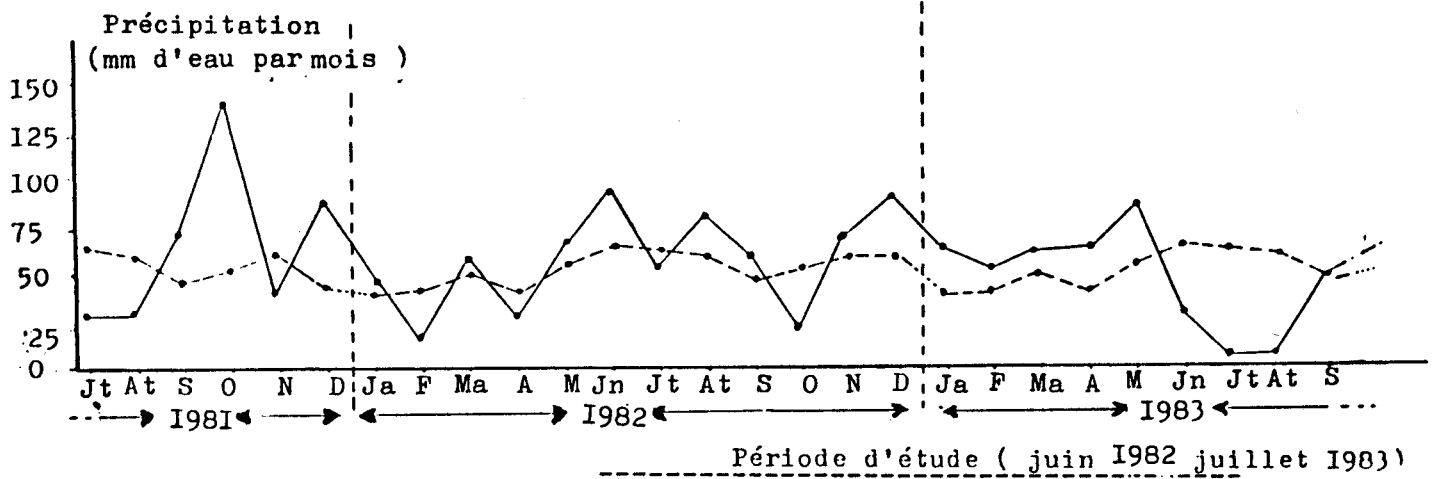


Figure 5 : Evolution de la pluviosité de juillet 1981 à septembre 1983 à la station pluviothermométrique de Saint-Amand (Météorologie Nationale)
 . Trait discontinu: moyenne enregistrée de 1960 à 1978 .

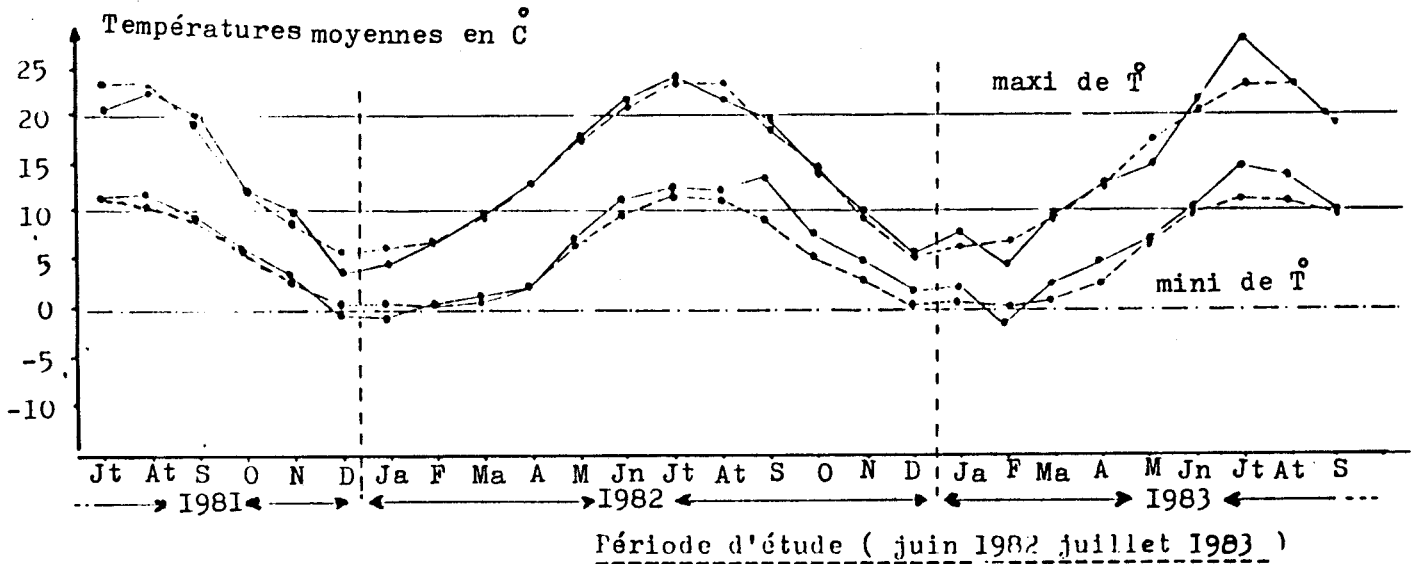


Figure 6 : Evolution des températures mensuelles (minima et maxima) de juillet 1981 à septembre 1983 à la station pluviothermométrique de Saint - Amand (Météorologie Nationale) .
 . Trait discontinu : moyenne enregistrée de 1960 à 1978 .

conditions climatiques . La strate C et, à un degré moindre , la strate B, sont soumises à un régime hivernal où la teneur en eau du substrat est très élevée (sol détrempé) . Le régime estival montre une humidité moindre; une humidité importante subsiste en B à cause de la rétention d'eau par l'épais tapis de végétation non décomposés . La fin du printemps et l'automne montrent un régime de transition présentant de brusques variations de teneur en eau : inondations temporaires succédant aux périodes de fortes précipitations .

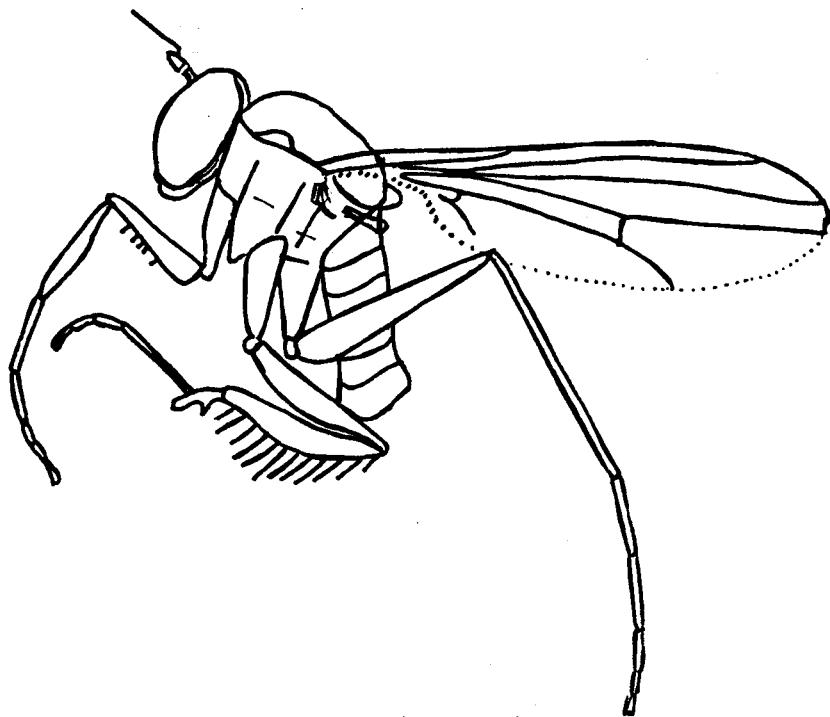
I.2. Biologie et détermination des DOLICHOPODIDAE :

Les insectes étudiés sont les Dolichopodidae qui constituent, parmi les Diptères , une famille très importante par le nombre d'espèces comme par le nombre d'individus . Cette famille comprend environ 4500 espèces groupées en 130 genres (D'ASSIS - FONSECA , 1978) . BRAUER (1890, in D'ASSIS - FONSECA , 1978) a proposé une superfamille Orthogena divisée en deux familles : Dolichopodidae et Empididae . Environ 400 espèces de Dolichopodidae sont trouvées en France (SEGUY, 1950) .

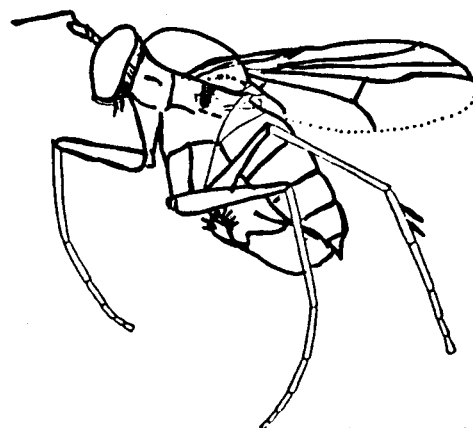
Ces insectes, très abondants dans les zones humides , sont des mouches de taille moyenne (longueur 0,5 à 1 cm) . La famille est très homogène par la nervation alaire . La différence entre les Dolichopodidae et les Empididae est très nette : les Empididae ont une nervation alaire plus riche que les Dolichopodidae et plus diversifiée .

La plupart des espèces ont des couleurs métalliques , généralement vertes . Il y a toutefois des exceptions : ainsi, les Aphrosylus ont une teinte brun foncé , les Anepsiomyia sont noirs , certaines Argyra sont jaunes et noirs . Les imagoes, zoophages , ont une trompe élargie et robuste et un labre très développé . Leurs pattes sont très longues (figure 7) et les tarses hydrofuges leur permettent de courir sur l'eau , où ils chassent activement les larves aquatiques venant respirer en surface .

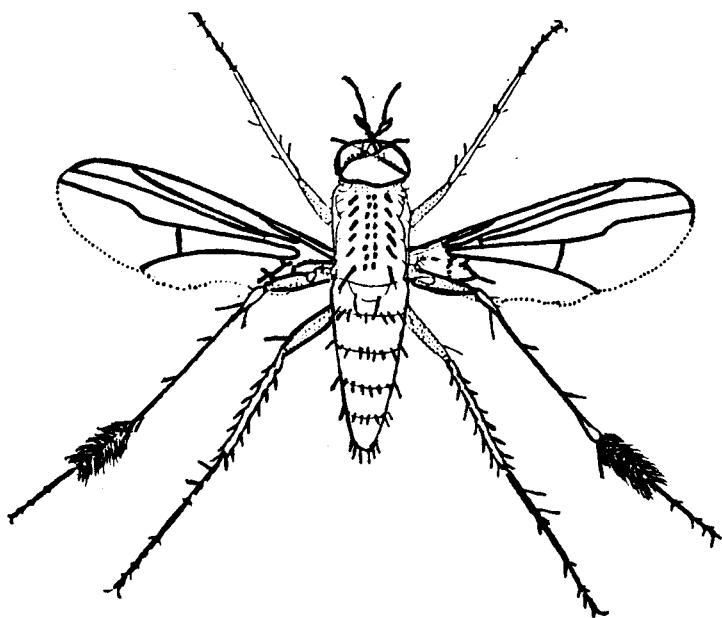
Les larves ont , comme les adultes, des caractéristiques morphologiques uniformes. Elles se développent surtout dans les sols sableux au sein de la litière . Leur habitudes sont généralement peu connus . Elles sont en général carnivores et exercent dans le sol une prédation sur les insectes saprophages , à l'exception du genre Thrypticus dont les larves phytophages se développent à l'intérieur des phragmites . Les larves du genre Medetera ainsi que du genre de Sciopus vivent dans les galeries d'insectes xylo -



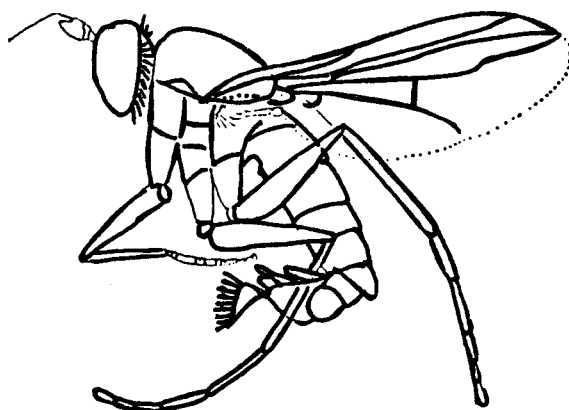
Campsicnemus scambus (3 mm)



Dolichopus unguatus (6-7mm)



Dolichopus plumipes (4-5mm)



Hercostomus chrysozygos (5-6mm)



Figure 7: 4 espèces des DOLICHOPODIDAE(DIPTERES) .

(dessins de PARENT, 1938)

phages dont elles se nourrissent . Quant aux larves du genre Dolichopus plutôt inféodées aux substrats vaseux , elles s'attaquent aux larves de Nématocères , (Chiromomidae, Psychodidae) et oligochètes benthiques .

COLYER et HAMMOND, (1951) ont observé une prédation de Sciopus sur les Psychodidae , Nématocères abondants dans les litières forestières . SMITH et EMPSON (1955) rapportent une action prédatrice de Poecilobothus nobilitatus sur les larves de Culex , qu'ils pêchent à l'aide de leurs longues pattes épineuses .

Le régime alimentaire des Dolichopodidae adultes est très varié. LAURENCE (1951) décrit celui de quatre espèces du genre Medetera ; il est composé d'escargots , mais surtout de Diptères , Collembolés , Hémiptères , psocoptères et Thysanoptères . HOPPING (1947) rapporté que les espèces du genre Medetera courent en juin sur les écorces des arbres y déposant leur ponte : sur quelques milliers de larves qui éclosent , seulement 5% atteindront l'âge adulte .

L'identification des Dolichopodidae capturés a été réalisée essentiellement à l'aide de la monographie de PARENT (1938) et l'ouvrage de D'ASSIS -FONSECA (1978) .

La vérification des détermination des Dolichopodidae a été faite par E. BRUNEL (I.N.R.A. , E.N.S.A. de Rennes) .

CHAPITRE II

MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE II

MATERIEL ET METHODES2.1. Echantillonnage.

2.1.1. Techniques d'échantillonnage:

Le but de l'échantillonnage est d'obtenir une quantité de données représentative de l'ensemble du peuplement sur une certaine surface . L'échantillonnage doit refléter fidèlement la composition de la communauté faunistique ; il doit permettre , par comparaison entre les différents échantillons obtenus à différents moments et milieux avec la même technique , de suivre l'évolution du peuplement au cours du temps et le long d'un gradient .

2.1.1.1. Techniques de piégeage et choix des pièges :

Nous avons adopté des techniques de piégeage tenant compte des caractéristiques physico - chimiques du milieu (végétation , humidité , pH, etc ...) et des caractéristiques des animaux eux mêmes (abondance , taille des individus , comportement , etc ...). Le choix de pièges a été conditionné à la fois par le mode de vie des Dolichopodidae et par les buts recherchés . Les Dolichopodidae passent leur vie larvaire dans le sol , puis émergent pour mener une vie imaginaire très active , s'éloignant de leur site d'éclosion pour se nourrir et pour effectuer leur parade nuptiale .

Les deux techniques utilisées , pièges jaunes et pièges à émergence, rendent compte respectivement de l'intensité de l'émergence et de la circulation des adultes .

a : Les pièges jaunes (Figure 8):

Ces pièges sont des bacs de fer carrés de 25 cm de côté et de 10 cm de haut, dont l'intérieur est coloré en jaune (couleur attractive) , et qu'on remplit jusqu'à mi-hauteur d'eau additionnée d'un mouillant (teepol du commerce) . L'attractivité de ces pièges à eau vis-à-vis des insectes ailés a été largement discutée (ROTH et COUTURIER, 1966 ; COUTURIER, 1972 ; ROTH, 1968 , 1970 ; LEBERRE et ROTH , 1969) . L'attractivité liée à la présence d'eau a été mise en évidence par LEBERRE et ROTH (1969) et POLLET (1970) . Les rôles de la forme du piège , de sa couleur et de sa dimension ont été étudiés par BRUNEL et al (1970) ,

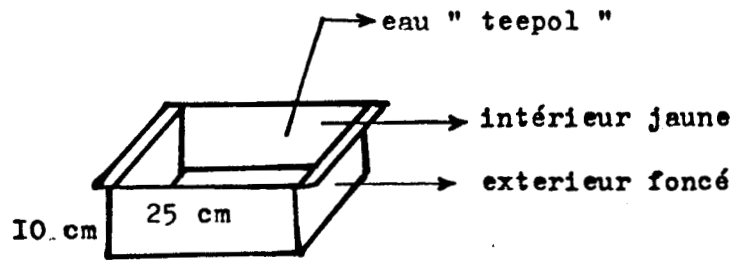


Figure 8 : Piège à eau coloré en jaune .

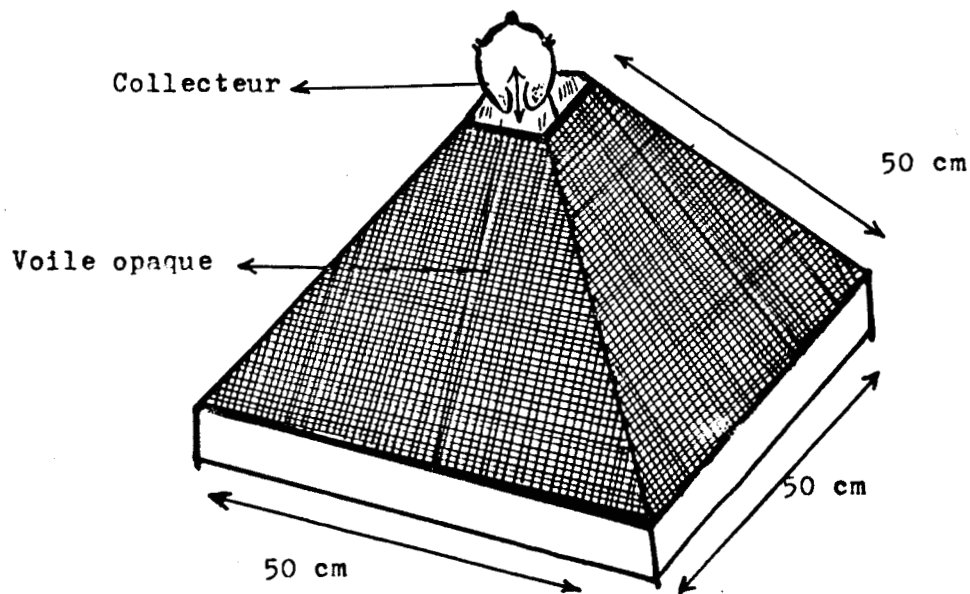


Figure 9 : Piège à émergence .

WOLF et al , 1968) ; BRUNEL et RABASSE, (1975) ; RABASSE et al, (1976). Le nombre des pièges à utiliser pour obtenir un échantillonnage satisfaisant a été déterminé par RABASSE et al (1982) dans le cas de population de pucerons .

Ces pièges sont largement utilisés dans le cadre de la surveillance d'insectes aux cultures (ROBERT et al , 1974 ; BRUNEL et RABASSE, 1975; RABASSE et al , 1976) . Leur emploi s'est généralisé aux études de peulements d'insectes quelconques (GASPARD, 1968 ; LEPRETRE , 1981 ; KRIZELJ et VERSTRAETEN , 1971 ; DUVIARD et POLLET, 1973 ; DUVIARD et TREHEN, 1981 ; BRUNEL et LEFEBVRE, 1980 ; BAILLOT et TREHEN , 1974 ; BRUNEL, 1983 ; TAYOUB, 1985; BRUNEL et TREHEN, 1982) .

b: Les pièges à émergence (Figure 9) :

Ce sont des nasses pyramidales , de 40 cm de haut, à base carrée de 50 cm sur 50 cm, que l'on fixe au sol . Les côtés sont constitués de toile opaque (noire ou vert-foncé) . Au sommet, un orifice de 10 cm de diamètre , seul point de sortie du piège , débouché sur un collecteur constitué par un piège à guêpes rempli d'un liquide conservateur .

A l'éclosion , les insectes ailés provenant de larves édaphiques , s'envolent vers le seul point lumineux et orifice de sortie , et sont piégés dans le collecteur .

Cette technique est largement utilisée par les anglosaxons (HADLEY, 1969 ; SOUTHWOOD et SIDDORN, 1965) , mais également en France (TREHEN 1970 , 1971 ; TREHEN et al , 1977 ; BAILLOT, 1975 ; DELETTRE, 1975 ; BAILLOT et al , 1976) . Des études de productivité secondaire des milieux forestiers ont été effectuées à l'aide de cette technique : JOSENS et PASTEELS, (1978) dans une hêtraie ardennaise , FUNKE, (1971) en hêtraie , KRIZELJ , (1969 , 1971) dans une chênaie , MOLLON, (1982) dans une chênaie - charmaie . Ces pièges donnent la possibilité de rapporter les captures à une surface de sol donnée . En plus , les pièges à émergence permettent de connaître l'emplacement précis d'éclosion des insectes . Les habitats larvaires des Dolichopodidae pourront donc être précisés dans notre étude .

Aucune des deux techniques ne rend compte parfaitement de la densité réelle des populations . Le piège jaune a un effet attractif variable suivant les espèces et les inventaires d'échantillons ne sont qu'

une image biaisée de la distribution des espèces au sein du peuplement .

Le piège à émergence , quant à lui , ne capture que les insectes capables de voler activement jusqu'au flacon collecteur, et les insectes mauvais voilier seront sous-échantillonnés .

2.1.2. Plan d'échantillonnage:

Le plan d'échantillonnage a été établi dans le cadre général d'une étude de l'ensemble des familles de Diptères à larves édaphiques(LEPRETRE en préparation) .

L'objectif recherché est de décrire la variation spatio-temporelle des peuplements d'insectes au niveau d'une interface étang-forêt et le long d'un transect perpendiculaire au bord de l'étang .

2.1.2.1. Disposition des pièges dans l'espace:

Le secteur forestier ceinturant l'étang a été découpé en 7 Strates décrites plus haut (Figure 2), en fonction des critères pédologiques et phytosociologiques . Dans chaque strate (Figure 10) a été positionnée une station d'étude de 100 m² . Après quadrillage de chaque station 5 pièges jaunes et 4 pièges à émergence sont disposés au hasard (dans le quadrillage tirage aléatoire) . Les 5 pièges jaunes restent à la même place pendant toute la période d'étude (Figure 10) . Les 4 pièges à émergence sont par contre déplacés tous les 10 jours (Figure 10) de manière à éviter de créer sous la toile opaque un microclimat particulière et des conditions de vie anormales pour chaque type de pièges permettra de décrire la variabilité liée à la répartition aléatoire des larves dans le sol et à la circulation des adultes dans les secteurs .

2.1.2.2. Pas temporel d'échantillonnage:

Les pièges disposés dans chaque station ont fonctionné en continu pendant 400 jours (de mi-juin 1982 à mi-juillet 1983) et ont été relevés suivant un pas de 10 jours , réalisant un compromis entre le rythme d'éclosion des insectes et le coût de l'opération de récoltes en temps et déplacement . Les relevés correspondant aux 40 décades sont numérotés de 1 à 40 (Figures 11 et 12) .

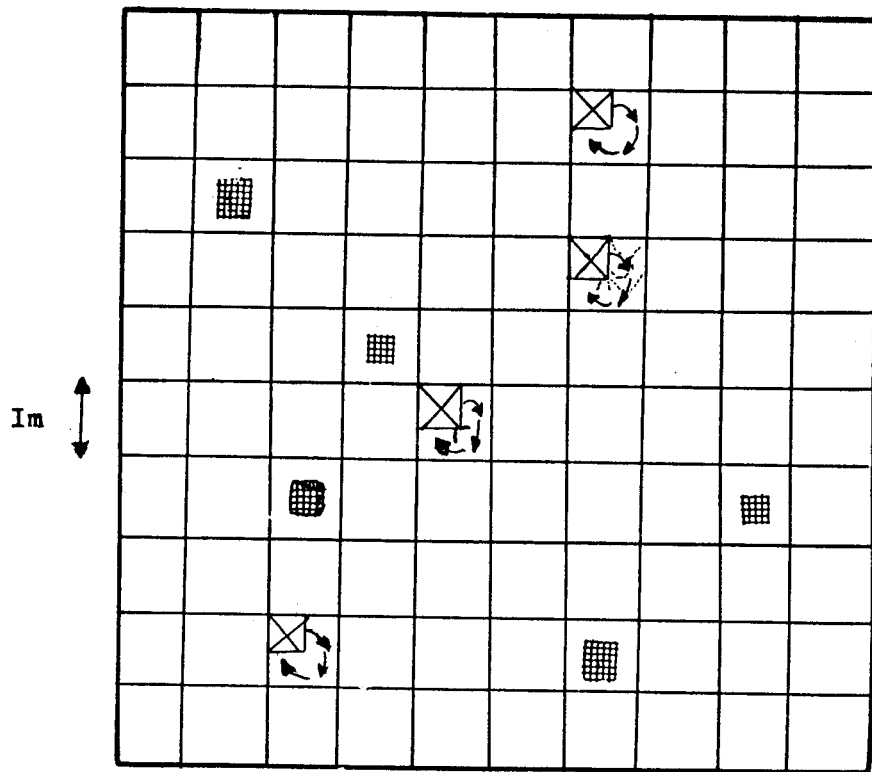


Figure 10 : positions des pièges dans une station d'étude .
(déterminées par tirage au sort) .

-  : pièges colorés à position fixe au centre d'un élément du quadrat .
-  : pièges à émergence, déplacés tous les dix jours dans l'élément du quadrat, par rotation sur un angle .



↓

Figure 12 : Calendrier des récoltes des pièges à émergence
(même périodes que pour la figure II)

2.1.3. Traitement des échantillons au laboratoire:

Les récoltes ont été stockés individuellement dans l'alcool. Tous les échantillons ont été triés par famille (LEPRETRE, en préparation) puis les Dolichopodidae ont été déterminés à l'espèce . Le calendrier des relevés est récapitulé figures 11 et 12; station A à G , période 1 à 40 .

2.2. Traitement numérique des données :

Après détermination et comptage par espèce , les listes quantitatives des Dolichopodidae , pour chaque station et chaque date ont été stockées sur disquette et sont accessibles par un programme de gestion de données sur Apple IIe (LEPRETRE et LEPRETRE , 1986) .

Les récoltes ont été consignées piège par piège , ce qui permet d'étudier la variabilité intra-station des insectes (microrépartition) et , après sommation par station , la variabilité inter-station. Les traitements multivariés des données ont été effectués sur l'ordinateur Apple IIe . Les traitements appliqués ont été les suivants :

2.2.1. Indices de diversité:

Les indices de diversité sont un moyen de décrire la structure par espèces du peuplement . L'évolution spatio-temporelle de ces indices reflètera l'évolution de la structure . La richesse spécifique (nombre d'espèces) est une mesure de la diversité insuffisante , et différents indices ont été mis au point, tenant compte à la fois du nombre d'espèces et de la distribution des individus entre les espèces par: HILL, 1973 ; CANSELA DA FONSECA, 1969a , 1969b, 1980, 1984 ; PIELOU, 1969 , 1975 ; GOODMAN, 1975; DAGET, 1976 ; FRONTIER, 1982, 1985 ; PEET, 1974; ROUTLEDGE, 1979 ; VIERA DA SILVA, 1979 .

2.2.1.a. Indice de SHANNON :

L'une des expressions de la diversité les plus utilisées est l'indice de Shannon et Weaver (1948) :

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} p_i \log_2 p_i$$

où $p_i = n_i / N$

n_i est le nombre d'individus de l'espèce i

$N = \sum_{i=1}^S n_i$ est le nombre total d'individus récoltés
 $S =$ est le nombre d'espèces recensées

P_i = probabilité de rencontrer chaque espèce représentée .

Les propriétés de l'indice de la diversité spécifique (noté H)
 peuvent se résumer comme suit:

$H = 0$ (valeur minimale) , quand tous les individus appartiennent
 à la même espèce .

L'indice augment à mesure que s'accroît le nombre d'espèces .

H est maximal, quand les individus sont répartis de façon égale
 (équirépartition) entre toutes les espèces ; il est alors égal à $\log_2 S$.

Il y a donc deux composantes principales dans la diversité : le
 nombre d'espèces et la distribution du nombre d'individus par espèce .

2.2.1.b. La régularité " Evenness ":

Cet indice représente le rapport entre la diversité observée, et la
 diversité maximale qui serait obtenue avec le même nombre d'espèces
 si elles étaient équiréparties :

$$R = H / H_{\max} \quad \text{avec } H_{\max} = \log_2 S$$

La régularité R varie entre 0 et 1 ; elle est proche de 1 quand les
 individus de l'échantillon se répartissent assez équitablement entre
 toutes les espèces capturées . Au contraire , sa valeur se rapproche
 de 0 quand un petit nombre d'espèces est largement dominant:

On peut écrire $H = R \times H_{\max}$. $H_{\max} = R \times \log_2 S$ ce qui exprime la
 diversité comme le produit de deux composantes : la régularité , et
 le nombre d'espèces (exprimé en $\log_2$) .

2.2.2. Diagrammes Rangs - Fréquences (D.R.F):

Si les indices de diversité permettent de caractériser globalement
 la structure du peuplement , la connaissance précise de cette structure
 nécessite celle de la distribution statistique des abondances spécifiques.
 Cette distribution peut être représentée par un graphique , sur lequel on
 porte en abscisse les espèces rangées par ordre d'abondance décroissante
 et en ordonnée les fréquences relatives de ces espèces . FRONTIER (1976,

1977) préconise l'emploi d'une métrique bilogarithmique .

Dans la succession écologique , l'allure des courbes varie suivant la maturité de l'écosystème décrit . Lors l'évolution naturelle d'un écosystème, FRONTIER, (1976) reconnaît trois stades principaux dans la succession écologique caractérisée par des courbes de types I, 2 et 3 (figure I3), ces stades sont :

. Stade I:

La courbe a une allure en S. Elle présente une concavité dirigée vers le haut à gauche , traduisant la surdominance de l'espèce ou des quelques espèces des premiers rangs . Par contre, elle est convexe à droite avec une chute rapide pour les espèces rares . La diversité spécifique de Shannon (H) est faible .

. Stade 2:

L'allure de la courbe devient convexe, les premières espèces sont moins dominantes et la répartition des effectifs entre les différentes espèces est plus régulière . La diversité spécifique de Shannon (H) est élevée ainsi que la régularité (R) .

. Stade 3 :

Ce type de distribution correspond à une plus grande maturité de l'écosystème (climax) ou à son vieillissement ; les espèces les mieux adaptées ont tendance à monopoliser l'espace . La courbe redevient plus pentue et la convexité est moins forte .

Entre les stades 1 et 2 existe des formes de courbes intermédiaires qui seront regroupées sous l'appellation stade 1' . Le peuplement est alors en train d'évoluer du stade pionnier vers la maturité ou inversement un peuplement diversifié regresse à la suite d'une pollution ou d'un stress .

L'avantage du diagramme rang - fréquence par rapport aux simples indices de diversité est de caractériser à la fois la diversité et la régularité (par la forme de la courbe) , la structure de dominance (retocumul des fréquences) et éventuellement la composition faunistique: si l'on note le nom des espèces sur le diagramme .

2.2.3. Etude de la microrépartition:

La répartition spatiale des individus , dans les populations naturelles, au sein d'une station d'échantillonnage , est appelé " micro-

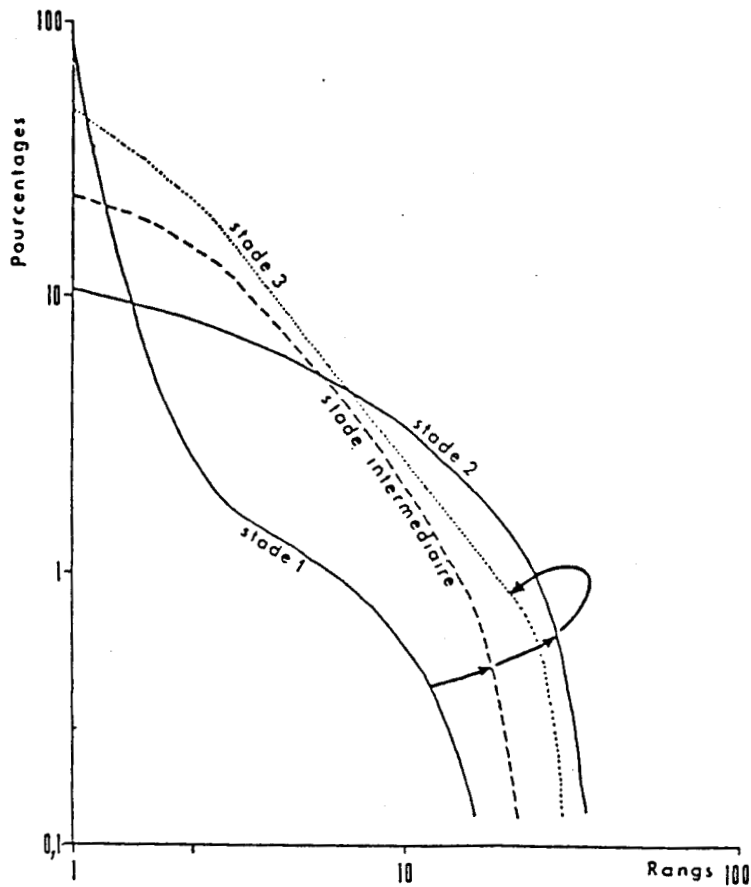


Figure 13: Allures typiques des courbes rangs-fréquences
à différents stades de la succession écologique.
(d'après FRONTIER, 1976)

- . stade 1 : peuplement juvénile ou déstructuré.
- . stade 1' : stade intermédiaire - avec augmentation de la diversité et de la richesse spécifique.
- . stade 2 : début de maturité du peuplement - la diversité est maximale.
- . stade 3 : peuplement mature - changement d'échelle de la diversité ou peuplement vieilli.



répartition" . Trois types fondamentaux de répartition sont classiquement décrit (ELLIOT, 1971) :

. Répartition au hasard (Figure 14a) : dans une telle répartition tous les individus ont une chance égale d'occuper un point quelconque et la présence d'un individu n'influence pas la position d'un autre. On obtient alors , après échantillonnage , à l'aide d'échantillon de même taille une variance égale à la moyenne ($s^2 = \bar{x}$)

. Répartition régulière (Figure 14b) : les individus alors répartis d'une façon plus régulière que le prévoit le hasard . Ce type de répartition est le plus souvent lié à des comportements territoriaux , des espèces prédatrices ayant tendance à se repousser mutuellement . La variance est alors inférieure à la moyenne ($s^2 < \bar{x}$).

. Répartition contagieuse (Figure 14c) : c'est le type de répartition la plus fréquente en écologie . Les organismes ont tendance à former des agrégats pouvant avoir diverses causes : pontes groupées, microrépartition de ressources nutritives , grégairisme etc Dans ce cas on a ($s^2 > \bar{x}$)

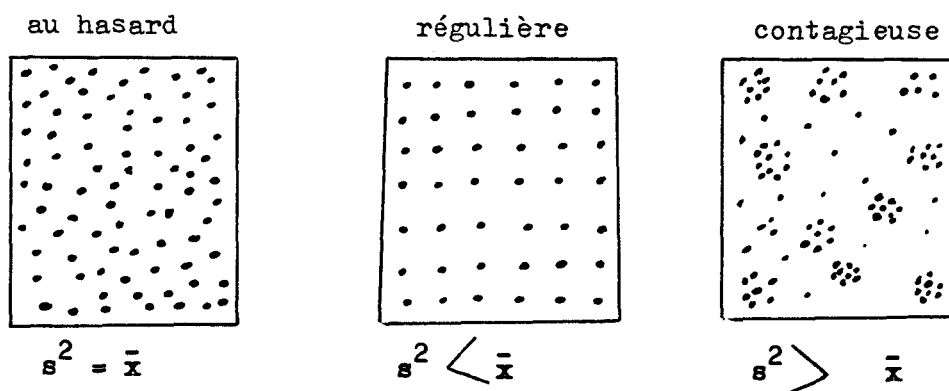


Figure 14 : Trois types fondamentaux de répartition .
(d'après ELLIOT , 1971) .

Les microrépartitions observées ne sont pas aléatoires . Mais le plus souvent agrégatives . La connaissance du type de répartition est essentielle pour l'utilisation des techniques d'analyse statistique paramétrique . En effet, ces techniques nécessitent l'emploi de données distribuées normalement et à variance indépendante de la moyenne . La connaissance du degré de contagion des espèces permettra d'effectuer une

transformation des données qui normalise la distribution et stabilise la variance . Une approche du problème de l'agrégation a été faite par MOLLON (1982) concernant les larves de Diptères d'une chèneaie - charmaie . Dans cette étude , Mollon teste le degré de contagion des larves grace à des indices de dispersion (indice de Morisita , 1962 et indice de Lloyd , 1964) . Ces indices ne permettent pas de chercher la transformation normalisante . Dans ce but, TAYLOR (1961) préconise l'emploi des diagrammes log moyenne - log variance qui permettent à la fois de situer le degré de dispersion et de déterminer la transformation à effectuer . En effet, la pente b du nuage de points expérimentaux établie en échelle log - log permet de déduire la transformation de données qui stabilise la variance et normalise la répartition par la formule:

$$Y = X^I - b/2$$

Si $b = 2$, on utilise la transformation logarithmique . Le tableau 2, donne la transformation normalisante et stabilisante de la variance suivant la valeur de la pente du nuage . Ainsi , une pente égale à 1 correspond à une distribution de Poisson , qui requiert une transformation de type $\sqrt{X}$. Pour des pentes entre 1 et 2 en fonction de la moyenne , FRONTIER (1973 , 1977/1978) ; IBANEZ (1971, 1976) substituent à la transformation classique de Taylor , une " loi de TAYLOR généralisée " aboutissant à la transformation:

$$Y = \log^p (X + I)$$

p est égale à 1 quand la pente b est constamment égale à 2 ; quand la pente passe de 1 à 2 , on utilise par exemple la transformation $\log^2 X$.

La relation moyenne - variance peut être établie par espèce pour l'ensemble des stations , ou par station pour l'ensemble des espèces , ou pour les espèces les plus abondantes (comme notre cas) .

Pour calculer la pente b du nuage de points , nous commençons par tracer le diagramme log moyenne - log variance , nous obtenons ainsi un nuage de points de coordonnées (log moyenne - log variance) . Nous calculons la pente b du premier axe principal du nuage (voir FRONTIER 1980 , SCHERRE , 1984) .

b: pente de la droite de Taylor	Transformation normalisante
I	$Y = \sqrt{X}$
$1 < b < 2$	$Y = X^{1-b/2}$
2	$Y = \log X$ ou $Y = \log(X+I)$
$2 < b < 3$	$Y = X^{1-b/2}$
3	$Y = I/\sqrt{X}$

Tableau 2: Transformations normalisantes les données X en fonction de la pente b de la droite de régression moyenne - variance (droite de Taylor 1961) de CUISINET et MOGUEDET, 1983 .



2.2.4. Analyse multivariable des données:

Les méthodes d'analyse multivariable permettent de traiter des tableaux de données de grande taille , décrivant un ensemble de relevés effectués en divers points de l'espace ou à différentes périodes . Elles doivent nous permettre de détecter les ressemblances et les différences existant entre ces relevés en fonction de variables multiples (en occurrence, les espèces de Dolichopodidae piégées) . Les groupes de relevés présentant une similitude de comportement dans les différents types d'analyses statistiques utilisés, pourront être considérés comme appartenant à une même entité spatio-temporelle du peuplement de Dolichopodidae .

Le traitement des tableaux de données est réalisable grâce aux techniques d'analyse statistique multivariable . Parmi ces techniques, l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) et la Classification Hiérarchique . L'observation des plans issus de l'AFC et l'examen des groupes fournis par la Classification Hiérarchique vont permettre de mettre en évidence des ensembles de stations et des intervalles de temps correspondant chacun à une composition et à une structure de peuplement particulières . Chacune de ces associations spatio-temporelle est caractérisée par une ou quelques espèces dites " structurantes " (ayant forte contribution absolue à l'inertie d'un axe factoriel , donc forte influence dans la détermination de cet axe) et des espèces " accompagnatrices " (à forte corrélation avec cet axe factoriel) .

2.2.4.1. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC):

Cette méthode , très utilisée aujourd'hui en écologie , et a été décrite par CORDIER (1965) ; BENZECRI , (1973 , 1980); HILL, (1974) . Elle est également reprise dans LEBART et al (1979 , 1982) ; LEFEBVRE, (1980) ; VOLLE (1981) et LEGENDRE et LEGENDRE (1984) .

. Cette méthode présente un grand intérêt car ne nécessite aucune transformation des données brutes (méthode non paramétrique) .

De plus, elle s'applique aux tableaux de données comportant beaucoup de zéros , contrairement à l'analyse en composantes principales (A.C.P) qui y est très sensible .

Nous avons effectué des analyses factorielles des correspondances sur des matrices relevés x espèces . Le travail de terrain peut être considéré comme l'échantillonnage d'une multivariable , en l'occurrence l'ensemble des abondances de nombreuses espèces dans diverses relevés spatio - temporelles .

Cette technique d'ordination offre de plus l'avantage de la représentation duale : les objets (relevés) et les variables (espèces) sont projetables sur un même graphique représentant un plan factoriel . On pourra donc interpréter non seulement la proximité des espèces entre elles et des relevés entre eux , mais aussi la proximité entre espèces et relevés . La méthode est basée sur la distance du chi-deux définie entre les profils des lignes ou entre les profils des colonnes de la matrice .

Le tableau objet x variable $K(i,j)$ est transformé en un tableau de $p(i,j)$ où tous les couples $K(i,j)$, valeurs de la variable j pour l'objet i , ont été ponderés par la somme de la ligne ($K_{i.}$) et de la colonne ($K_{.j}$) à laquelle ils appartiennent .

On a alors , pour chaque couple (i,j) la probabilité :

$$P(i,j) = \frac{k(i,j)}{K} \quad \text{avec } K = \sum_j k_{i.} \quad \text{ou } K = \sum_i k_{.j}$$

Les profils relevés ou les profils variables sont comparés par la distance de χ^2 entre deux lois de probabilité . par exemple, la distance j et j' entre les profils des colonnes :

$$\chi^2(j,j') = \sum_i \frac{1}{k_{i.}} (p(i,j) - p(i,j'))^2$$

La distance entre deux lignes i et i' du tableau est donnée par:

$$\chi^2(i,i') = \sum_j \frac{1}{k_{.j}} (p(i,j) - p(i',j))^2$$

2.2.4.2. Classification hiérarchique:

2.2.4.2.1. Introduction:

Cette méthode consiste à classer les objets ou les variables selon leurs proximités mutuelles , définie par différents indices possibles . Une matrice triangulaire de proximité est calculé à l'aide d'un indice de distance ou de similarité . Un algorithme permet de définir des groupes et leurs niveaux de ressemblance , et de les présenter à l'aide d'un diagramme arborescent appelée dendrogramme .

Les techniques de classification sont un complément utile , voire nécessaire , aux analyses factorielles qui produisent une projection des points relevés ou des points espèces dans des plans . Ces projections peuvent en effet conduire à des erreurs d'interprétation, car la proximité de points sur une projection ne reflète qu'imparfaitement leur proximité dans l'espace multidimensionnel .

2.2.4.2.2. Indices de proximité choisis:

a. Généralité :

La proximité entre deux objets (relevés) peut être exprimée en termes de ressemblance (indice de similarité) ou de dissemblance (indice de distance) . Ces indices sont établis en fonction des modalités prises par chacun des individus (relevés ou stations) pour l'ensemble des variables . Ces modalités peuvent être soit quantitatives (abondance ou fréquence relative des espèces) soit qualitatives (présence ou absence des espèces) .

Un grand nombre d'indices de similarité ou de distance a été proposé dans divers disciplines : psychologie , économie , écologie etc ... LEGENDRE et LEGENDRE , (1984) donnent une revue exhaustive des différents indices utilisés en écologie . Les algorithmes de groupement sont également nombreux (BENZECRI , 1980 ; JAMEUS, 1978) .

Nous avons utilisé deux indices efficaces en écologie: l'indice de GOWER, (1966 , 1971) qui est un indice de groupement quantitatif , et l'indice qualitatif d'OCHIAI , (1957) . L'algorithme de groupement utilisé est celui de LANCE et WILLIAMS, (1967) . La plupart des indices de proximité ont une valeur comprise entre 0 et 1 .

. dans le cas d'une mesure de similarité S jugeant du degré de ressemblance entre deux objets a et b , on a $0 \leq S_{a,b} \leq I$.

$S(a,b) = I$ (valeur maximum) quand les objets sont complètement identiques c'est - à - dire ont la même composition quantitative .

$S(a,b) = 0$ (valeur minimum) quand les deux objets sont complètement différents .

. la mesure de la distance D traduit le degré de dissemblance entre deux objets a et b , et on a : $0 \leq D_{a,b} \leq I$.
avec $D_{a,b}$ = distance entre les deux objets a et b .

on a alors :

$D_{a,b} = 0$ quand les deux objets sont complètement confondus .

$D_{a,b} = I$ quand les deux objets sont complètement différents .

LEGENDRE et LEGENDRE, (1982) indiquent divers procédés de transformation d'un indice de distance en un indice de similarité ou inversement :

$$\begin{array}{ccc}
 S = I - D & \longleftrightarrow & \text{ou } D = I - S \\
 S = I - D^2 & \longleftrightarrow & D = \sqrt{I - S} \\
 S = \sqrt{I - D^2} & \longleftrightarrow & D = \sqrt{I - S^2}
 \end{array}$$

b. Indice de similarité quantitatif de GOWER :

C'est un indice général de similarité (GOWER, 1971) qui permet de combiner les trois types de descripteurs : quantitatif , semi - quantitatif , qualitatif . Seule la version quantitative est utilisée dans ce travail puisqu'il s'agit de dénombrement d'espèces . Le procédé de calcul est donné par LEGENDRE et LEGENDRE (1984) . L'indice a la forme suivant :

$$S(X_1, X_2) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n S_i (1,2)$$

où : X_1 et X_2 sont les objets (relevés) comparés .

n est le nombre de descripteurs (variables) .

La similarité entre les deux objets est donc la moyenne pour les n descripteurs de la valeur de la similarité pour chaque descripteur. La valeur de la similarité par descripteur est calculé ainsi :

$$S_i (I, 2) = 1 - \left[|Y_{i1} - Y_{i2}| / R_i \right]$$

$|Y_{i1} - Y_{i2}|$ est l'écart entre les deux objets pour le descripteur i .

R_i : est l'écart maximum enregistré pour ce descripteur dans l'ensemble des objets décrits.

Enfin, l'indice a été utilisé sous sa forme dite asymétrique, c'est-à-dire que les doubles absences (absences simultanées d'une même espèce dans les relevés sont éliminées du calcul.

c. Indice de similarité qualitatif d'OCHIAI :

L'indice d'OCHIAI (1957, in LEGENDRE et LEGENDRE, 1984) est qualitatif c'est-à-dire basé sur la simple absence ou présence des divers espèces dans les relevés. L'indice a la forme suivant :

$$S(X_1, X_2) = \frac{a}{\sqrt{(a+b)(a+c)}}$$

où : a : est le nombre d'espèces présentes dans les deux relevés comparés.

b : est le nombre d'espèces présentes dans le relevé X_1 et absence dans le relevé X_2 .

c : est le nombre d'espèces présentes dans le relevé X_2 et absence dans le relevé X_1 .

Cet indice est également asymétrique, ne considérant pas la double absence d'une espèce comme un critère de ressemblance de deux relevés.

2.2.4.2.3. Algorithme de groupement:

Nous avons utilisé une technique de classification hiérarchique ascendante c'est-à-dire procédant par regroupement successifs des relevés . Le programme employé est basé sur l'algorithme général de LANCE et WILLIAMS, (1967) qui permet d'obtenir différents stratégies de groupement en fonction de valeurs données à des paramètres α , β et γ

Soient deux entités : le groupe g formé d'un objet , et le groupe h formé deux objets m et j ,(Figure 15) .

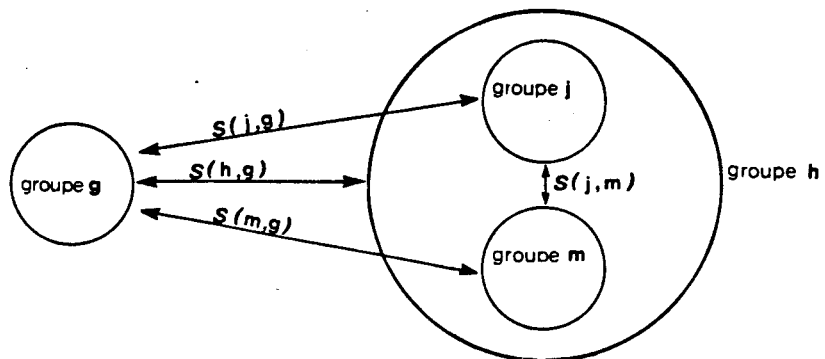


Figure 15 : Dans les groupements combinatoires, la similarité entre un groupe h, résultant de la fusion de deux groupes j et m, et un groupe extérieur g est une fonction des trois similarités entre j et m , j et g, m et g. (tiré de LEGENDRE & LEGENDRE, 1984)

La distance $D(g, h)$ entre le groupe g et le groupe h s'exprime en fonction des distances entre les points constitutifs des groupes , suivant l'équation :

$$D(h, g) = \alpha_j D(j, g) + \alpha_m D(m, g) + \beta D(j, m) + \gamma |D(j, g) - D(m, g)|$$

transformée en similarité , cette équation devient :

$$S(h, g) = (1 - \alpha_j - \alpha_m - \beta) + \alpha_j S(j, g) + \alpha_m S(m, g) + \beta S(j, m) - \gamma |S(j, g) - S(m, g)|$$

suivant les valeurs utilisées aux paramètres α , β et γ ; l'agglomération se réalise avec des intensités différentes, correspondant aux divers stratégies présentées dans le (Tableau 3).

Nous avons opté pour la stratégie de groupement dite " à lien flexible " (où $\gamma = 0$ et $\alpha_j + \alpha_m = 1 - \beta$) avec un coefficient d'intensité de groupe $\beta = - 0,25$, valeur préconisé par LANCE et WILLIAMS (1967) pour obtenir une meilleur conservation de l'espace multidimensionnel de référence . L'équation utilisée finalement est donc :

$$S(h, g) = 0.625 S(j, g) + 0.625 S(m, g) - 0.25 S(j, m)$$

Méthode de groupement	PARAMETRES			
	α_j	α_m	β	γ
Liens simples	1/2	1/2	0	-1/2
Liens complets	1/2	1/2	0	-1/2
Poids proportionnels	1/2	1/2	0	0
Médian	1/2	1/2	-1/4	0
Groupement flexible	$\alpha_j + \alpha_m = 1 - \beta$ avec $\alpha_j = \alpha_m$		$-1 < \beta < 1$	0

Tableau 3: Modèle général de LANCE et WILLIAMS (1967) .



2.3. Création des tableaux de données:

La constitution du tableau des données est une étape fondamentale dans l'analyse statistique des données , car ce tableau doit refléter exactement la nature des phénomènes étudiés et le problème posé . De plus, il doit avoir une structure compatible avec le type d'analyse statistique envisagé . Par exemple, on sait qu'une analyse en composantes principales (A,C,P) ne devra pas être effectuée sur un tableau des données comprenant beaucoup de valeurs nulles . En ce sens , JAMBU , (1973) a pu dire que la constitution du tableau , laissé à l'appréciation du chercheur , représentait le premier acte scientifique dans le traitement mathématique des données .

L'observation de n individus ou objets (station, relevés) décrit par p caractères (abondances des p espèces) est récapitulée dans un tableau à double entrée de dimension $n \times p$ (n lignes et p colonnes) . Le contenu de chacune des ($n \times p$) cases du tableau représente la valeur prise par la variable j (de 1 à p) pour le relevé i (de 1 à n)

$$X = \begin{vmatrix} X_{11} & X_{12} & \dots & X_{1j} & \dots & X_{1p} \\ X_{21} & X_{22} & \dots & X_{2j} & \dots & X_{2p} \\ \cdot & & & \cdot & & \cdot \\ \cdot & & & \cdot & & \cdot \\ \cdot & & & X_{ij} & & \cdot \\ X_{in} & \dots & \dots & \dots & \dots & X_{np} \end{vmatrix}$$

Le tableau a une forme matricielle qui est à la base de la plupart des techniques d'analyse statistique multivariées .

Les tableaux traités dans ce travail correspondent à la description d'un ensemble des stations (A à G) par l'effectif des différentes espèces de Dolichopodidae qui y sont capturées à chaque relevé . Ces observations ont été répétées pour 40 intervalles de temps de 10 jours pendant lesquels le piégeage était contenu (voir plus haut) . Le fichier de données résultant a donc la forme suivante (Figure 16) .

Du fichier à trois dimensions (figure 16), on peut extraire un nombre arbitraire de tableaux à deux dimensions ($n \times p$, $n \times t$, $p \times t$, ect) qui peuvent être éventuellement accolés . On pourra également travailler sur une station unique , ou sur plusieurs stations , et ceci sur un laps de temps plus ou moins long .

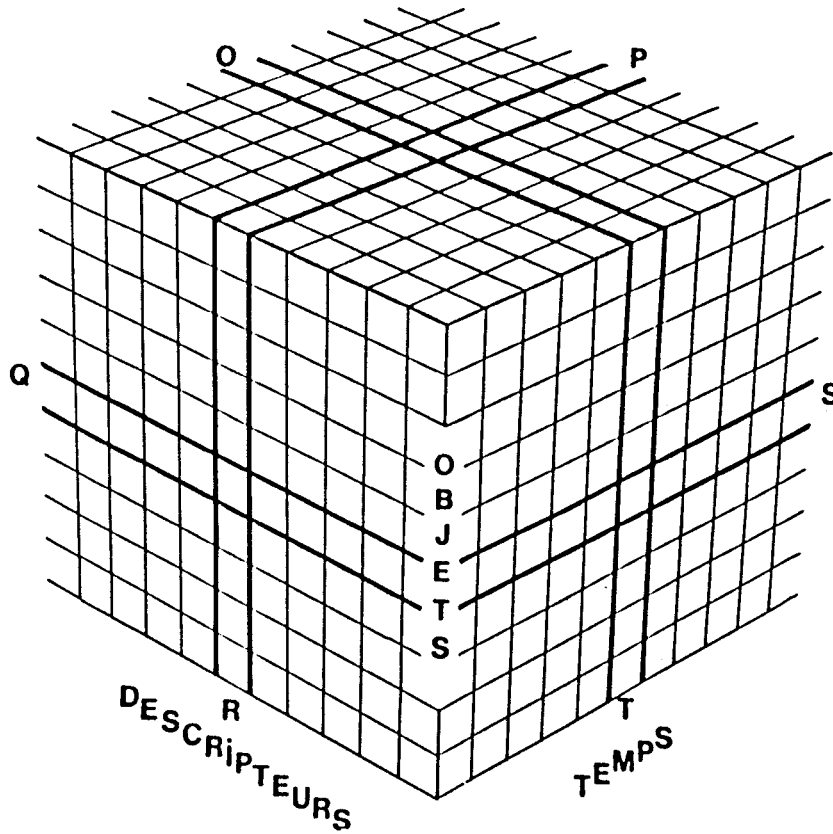


Figure 16 : Le bloc tridimensionnel des données écologiques :
 (objet x descripteurs x temps) .
 de LEGENDRE et LEGENDRE (1984) .

CHAPITRE III
COMPOSITION FAUNISTIQUE

CHAPITRE III

COMPOSITION FAUNISTIQUE

3-I. Resultats bruts:

3-I-I. Composition globale:

Sur l'ensemble des stations et toute la période d'étude , 26560 individus de Dolichopodidae ont été piégés .Ils appartiennent à 56 espèces. La figure 17 , donne la répartition par station (A à G) de toutes les espèces capturées . 8 sous - familles et 21 genres sont représentés ; les genres Hercostomus , Dolichopus et Campsicnemus sont les plus abondants tant par le nombre d'espèces (respectivement 12,10 et 8) que par le nombre d'individus capturés . La liste des espèces est donnée dans le tableau 4 .

Les résultats diffèrent de ceux obtenus par LEPRETRE (1981) dans le marais audomorois (Pas-de-Calais) où abondent les espèces de genre Chrysotus , et de ceux de BRUNEL (1983) dans les zones humides de la Chaussée-Tirancourt (Somme) où Chrysotus est aussi dominant . En revanche , des observations récentes (LEPRETRE , 1985 cf : E.D.F. et A.M.B.E. Ardennes) confirment l'importance des genres Hercostomus et Dolichopus en milieu forestier (chênaie - hêtraie , chênaie - bétulaie et hêtraies des Ardennes) . Les espèces de ces genres sont aussi dominantes dans les récoltes effectuées par COUTURIER (1970) dans un verger du bassin parisien .

3-I-2. Tableaux des effectifs:

Les tableaux (annexe I à 7) donnent le détail des captures , effectuées avec les pièges jaunes pour toutes les stations , de Juin 1982 à Juillet 1983 .

Le tableau 5, donne la liste des espèces capturées à l'aide des pièges à émergence , et la répartition des captures (présence / absence) dans les différentes stations pour la période entière de piégeage .

3-2. Aspects qualitatifs et quantitatifs:

3-2-I. Etude qualitative (Fréquence, d'occurrence):

Le but général de cette étude est de montrer la répartition des 56 espèces trouvées sans tenir compte de leurs effectifs , mais seulement de leurs présences ou de leurs absences dans les différentes stations .

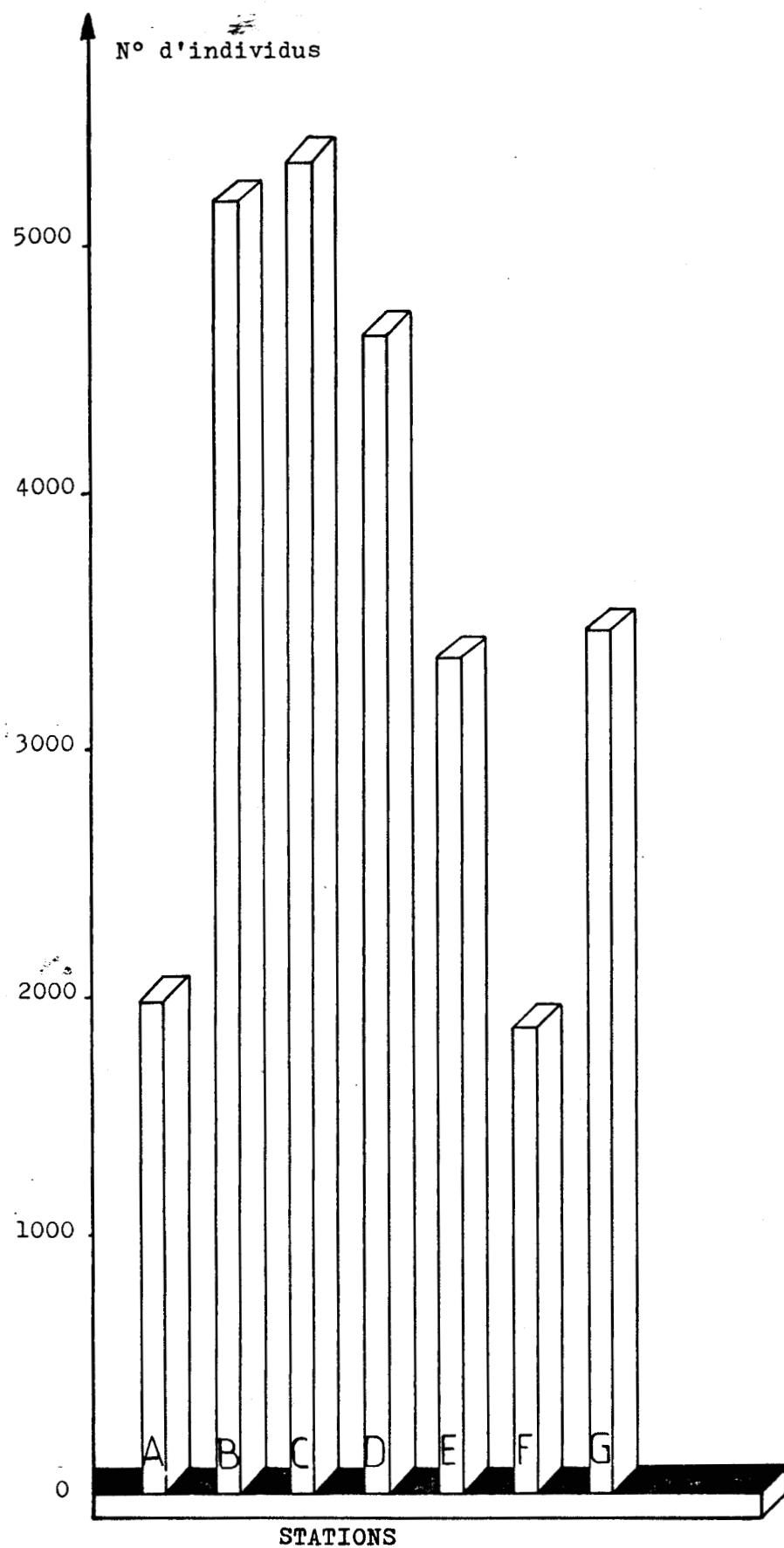


Figure 17 : Effectifs des captures réalisés dans les stations A à G ,
sur l'ensemble de la période d'étude .

Tableau 4 : LISTE DES ESPECES RECOLTEES

Famille des Dolichopodidae

Sous Familles

A- Dolichopodidinae

I-Genre Dolichopus:

D. Campestris	(MEIG . 1824)
D. latelimbatus	(MACQ . 1827)
D. lepidus	(STAEGER . 1824)
D. nigricornis	(MEIG . 1824)
D. nitidus	(FALL 1923)
D. nubilus	(MEIG . 1824)
D. plumipes	(SCOP . 1763)
D. signatus	(MEIG . 1824)
D. simplex	(MEIG . 1824)
D. unguatus	(LINNE 1758)
D. wahlbergi	(ZETT . 1817)
D. popularis	(WIED . 1817)

2- Genre Hercostomus

H. aerosus	(FALL . 1823)
H. angustifrons	(STAEGER 1842)
H. brevicornis	(STAEGER 1842)
H. celer	(MEIG . 1824)
H. chalybeus	(WIED . 1817)
H. chrysozygos	(WIED . 1817)
H. conformis	(LW . 1857)
H. nanus	(MACQ . 1827)
H. cupreus	(FALL . 1823)

Hercostomus / Ludovicus

3- Genre Hypophyllus:

H. obscurellus	(FALL . 1823)
----------------	-----------------

4- Genre Tachytrechus :

T. notatus	STANN (1831)
------------	----------------

5- Genre Poecilobothrus:

P. nobilitatus	LINNE (1767)
----------------	----------------

B- S.F Hydrophorinae

I- Genre Hydrophorus:

H . bipunctatus (LEHM , 1822)

H . praecox (LEHM , 1822)

C- S.F Chrysosomatinae

I- genre Sciopus:

S . longulus (FALL , 1823)

S . platypterus (FAB , 1805)

D- S.F Medeterinae

I- Genre Medetera:

M. micacea (LW , 1857)

M. obscura (ZETT , 1838)

M. sp

2- Genre Thrypticus:

Thrypticus sp

E - S.F Rhaphiinae

I- Genre Syntormon:

S . pumilus (MEIG . 1824)

2- Genre Porphyrops:

P . crassipes MEIG .1824

3- Genre Xiphandrium:

X . macrocerum (MEIG ,1824)

F-S .F Diaphorinae

I-Genre Argyra:

A . argentina (MEIG ,1824)

A . argyria (MEIG , 1824)

A . diaphana (FAB . 1775)

A . elongata (ZETT , 1843)

A : magnicornis (ZETT , 1838)

2- Genre Nematoproctus:

N . distendens (MEIG , 1824)

3- Genre Melanostolus :

Melanostolus sp

G- S.F Compsicneminae

I- Genre Anepsiomyia:

A . flaviventris (MEIG , 1924)

2- Genre Campsicnemus:

C . armatus	(ZETT . 1849)
C . curvipes	(FALL . 1823)
C . dasycnemus	(LW . 1857)
C . filipes	
C . pectinulatus	(LW . 1864)
C . pusillus	(MEIG . 1824)
C . scambus	(FALL . 1823)
C . sp	

3 - Genre Chrysotimus:

C . molliculus	(FALL . 1823)
----------------	-----------------

4- Genre Sympycnus:

S . sp

5- Genre Teuchophorus:

T . signatus	(STAEGE . 1849)
--------------	-------------------

STATIONS	B	C	D	E	F	G
1- Dolichopus lepidus	•					•
2- Campsicnemus pectinulatus						
3- Campsicnemus scambus	•	•				•
4- Syntornemon pumilus		•				
5- Campsicnemus armatus		•				
6- Dolichopus unguatus						
7- Dolichopus nigricornis	•	•			•	
8- Dolichopus wahlbergi	•				•	
9- Hercostomus celer	•	•	•	•	•	•
10- Hercostomus chrysozygos					•	
11- Hercostomus brevicornis		•	•	•	•	•
12- Hercostomus angustifrons	•	•	•	•		
13- Argyra diaphana						
14- Dolichopus nubilus						
15- Dolichopus popularis	•					
16- Campsicnemus curvipes				•		
17- Hercostomus nanus				•		
18- Hercostomus chalybeus		•				
19- Dolichopus campestris						
20- Dolichopus nitidus						
21- Dolichopus latelimbatus						
22- Dolichopus simplex				•		
23- Hercostomus cupreus				•		
24- Argyra magnicornis						
25- Hercostomus conformis	•					
26- Argyra argentina						
27- Medetera obscura						
28- Dolichopus signatus						
29- Dolichopus plumipes	•					
30- Medetera sp						
31- Hercostomus aerosus	•				•	
32- Poecilobothrus nobilitatus				•		
33- Nematoproctus distendens						
34- Sciopus longulus						
35- Tachytrechus notatus		•				
36- Chrysotimus molliculus						
37- Porphyrops crassipes						
38- Anepsiomyia flaviventris						
39- Teuchophorus signatus						
40- Hydrophorus bipunctatus						
41- Hydrophorus praecox						
42- Hypophyllus obscurellus						
43- Campsicnemus dasycnemus						
44- Hercostomus / Ludovicus?						
45- Sympycnus sp						
46- Argyra argyria						
47- Xiphandrium macrocerum						
48- Medetera micacea						
49- Campsicnemus pusillus						
50- Campsicnemus filipes	•					
51- Argyra elongata		•				
52- Sciopus platypterus				•	•	•
53- Neurogona quadrifasciata						
54- Campsicnemus sp	•					•
55- Melanostolus sp						
56- Thrypticus sp						



Tableau 5: Tableau récapitulatif des résultats obtenus par les pièges à émergence: présence- absence de chaque espèce sur l'ensemble du transect et dans chaque station, certaines espèces en sont absentes n'ayant été capturées que dans les pièges jaunes.

Le tableau 6 , donne la répartition des espèces capturées dans les pièges jaunes entre juin et novembre 1982 , et entre mai et juillet 1983 . Dans le tableau 7 , nous avons classé les espèces en 8 groupes basés sur la fréquence d'occurrence dans les différentes stations , c'est-à-dire le rapport du nombre total des stations dans lesquelles l'espèce existe au nombre total des stations échantillonnées .

Pour avoir une idée de la stabilité de la répartition qualitative des peuplements du site , nous avons comparé les listes d'espèces de deux étés successifs : juin et juillet 1982 et 1983 (tableau 8) . A partir de ce tableau on peut déterminer le nombre d'espèces présent à la fois en 1982 et en 1983 et le nombre d'espèces présent seulement dans l'une ou l'autre année (tableau 9) .

	nombre d'espèces présentes					
	en 1982 et 1983		en 1982 ou en 1983			
	Juin	Juillet	Juin 1982	Juillet 1982	Juin 1983	Juillet 1983
Station B	23	20	10	11	10	7
Station C	29	24	7	2	6	8
Station D	16	22	7	5	4	6
Station E	14	19	2	8	6	5
Station F	10	8	2	0	15	27
Station G	4	8	3	1	21	21

Tableau 9: Répartition des espèces des Dolichopodidae , en juin et juillet 1982 et 1983 .

Le tableau 9, montre qu'au niveau des stations riches du bord d'étang ; un grand nombre d'espèces est trouvé à la fois en 1982 et en 1983 (colonnes 1 et 2 du tableau) . On voit également que les stations de la chênaie (seulement F et G) représentent peu d'espèces communes aux deux étés , que ce soit en juin ou juillet .

Les colonnes 3 à 6 du tableau donnent le nombre d'espèces présentés en un mois donnés (juin et juillet) dans chacune des deux années . Il apparaît que pour les stations forestières F et G, l'année 1983 présente

STATIONS	1982 : A :							1983 : B:						
	A	B	C	D	E	F	G	B	C	D	E	F	G	
1- Dolichopus lepidus	.	.	.	.				.	.	.		.	.	
2- Campsicnemus pectinulatus	.	.	.	.	.	.		.	.	.		.	.	
3- Campsicnemus scambus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
4- Syntormon pumilus	.	.	.	.				.	.	.		.	.	
5- Campsicnemus armatus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
6- Dolichopus unguatus	.	.	.	.		.	.	.	.	.		.	.	
7- Dolichopus nigricornis	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
8- Dolichopus wahlbergi	.	.	.	.		.	.	.	.	.		.	.	
9- Hercostomus celer	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
10- Hercostomus chrysozygos	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
11- Hercostomus brevicornis	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
12- Hercostomus angustifrons	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
13- Argyra diaphana	.	.	.	.		.	.	.	.	.		.	.	
14- Dolichopus nubilus	.	.	.	.				.	.	.		.	.	
15- Dolichopus popularis	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
16- Campsicnemus curvipes	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
17- Hercostomus nanus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
18- Hercostomus chalybeus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
19- Dolichopus campestris	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
20- Dolichopus nitidus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
21- Dolichopus latelimbatus	.	.	.					.	.	.		.	.	
22- Dolichopus simplex	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
23- Hercostomus cupreus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
24- Argyra magnicornis	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
25- Hercostomus conformis	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
26- Argyra argentina	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
27- Medetera obscura	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
28- Dolichopus signatus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
29- Dolichopus plumipes	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
30- Medetera sp	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
31- Hercostomus aerosus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
32- Poecilobothrus nobilitatus	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
33- Nematoproctus distendens	.	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	
34- Sciopus longulus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
35- Tachytrechus notatus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
36- Chrysotimus molliculus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
37- Porphyrops crassipes	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
38- Anepsiomyia flaviventris	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
39- Teuchophorus signatus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
40- Hydrophorus bipunctatus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
41- Hydrophorus praecox	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
42- Hypophilus obscurellus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
43- Campsicnemus dasycnemus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
44- Hercostomus/Ludovicus ?	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
45- Sympycnus sp	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
46- Argyra argyria	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
47- Xiphandrium macrocerum	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
48- Medetera micacea	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
49- Campsicnemus pusillus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
50- Campsicunemus filipes	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
51- Argyra elongata	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
52- Sciopus platypterus	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
53- Neurgona quadrifasciata	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
54- Campsicnemus sp	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
55- Melanostolus sp	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	
56- Thrypticus sp	.	.	.	.				.	.	.	.	.	.	

Tableau 6: Répartition des espèces des Dolichopodidae, obtenues par les pièges jaunes dans les stations d'échantillonnage (1982, 1983)

. A= période Juin à Novembre 1982.

. B= période Mai à Juillet 1983.



Groupe	1	2	3	4	5	6	7	8
F %	100%	86%	71%	57%	43%	29%	14%	Uniquement en émergence
C.pe	D.le (E)	N.di(A,G)	D.nu (E,F,G)	D.la (A,D,E,G)	C.mo (A,B,C,F,G)	P.cr(A,C,D,E,F,G)	N.qu	
C.sc	D.nit(F)	X.ma(A,E)	A.ar(A,E,F)	A.fl (A,C,D,F)	H.bi (B,C,E,F,G)	T.si(A,B,C,D,F,G)	C.sp	
S.pu	D.si(F)	D.sim(A,G)		C.pu (A,B,F,G)	H.pr (C,D,E,F,G)	H/L(A,B,D,E,F,G)		
D.un	D.pl(A)	H.co(A,F)			H.ob(A,D,E,F,G)	S.sp(A,C,D,E,F,G)		
D.ni	M.sp(F)				M.mi(A,D,E,F,G)	M.sp(A,C,D,E,F,G)		
C.ar	S.lo(A)				C.fi(A,B,D,E,G)	T.sp(A,C,D,E,F,G)		
D.wa	T.no(D)				A.el(A,C,D,E,G)			
H.ce	C.da(A)				S.pla(A,B,C,D,E)			
D.po					A.arg(A,B,C,E,F)			
H.chr								
P.no								
H.br								
H.ae								
H.ang								
M.ob								
A.di								
D.ca								
A.mag								
H.cu								
C.cu								
H.na								
H.cha								
Total	22	8	4	2	3	9	6	2

Tableau 7: Fréquence d'occurrence en % des espèces dans les stations.

$F = n_i/N$ (n_i = nombre des stations dans laquelle l'espèce i est exite.
(N = nombre total des stations échantillonnées.

Groupe 1 : espèce présente dans 7 stations .

Groupe 2 : - - - 6 -

Groupe 3 : - - - 5 -

Groupe 4 : - - - 4 -

Groupe 5 : - - - 3 -

Groupe 6 : - - - 2 -

Groupe 7 : - - - 1 -

Groupe 8 : - - - pièges à émergence.

Les lettres entre parenthèses, correspondent aux stations où l'espèce i était absente .



STATIONS	B				C				D				E				F				G			
Années	1982		1983		1982		1983		1982		1983		1982		1983		1982		1983		1982		1983	
Mois	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt	Jn	Jt
1- D. lepidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
2- C. pectinulatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
3- C. scambus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
4- S. pumilus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
5- C. armatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
6- D. unguatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
7- D. nigricornis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
8- D. wahlbergi	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
9- H. celer	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10- H. chrysozygos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
11- H. brevicornis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12- H. angustifrons	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13- A. diaphana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14- D. nubilus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15- D. popularis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
16- C. curvipes	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
17- H. nanus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
18- H. chalybeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
19- D. campestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
20- D. nitidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
21- D. latelimbatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
22- D. simplex	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23- H. cupreus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
24- A. magnicornis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25- H. conformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26- A. argentina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
27- M. obscura	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28- D. signatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
29- D. plumipes	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
30- M. sp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31- H. aerosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
32- P. nobilitatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
33- N. distendens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
34- S. longulus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
35- T. notatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
36- C. molliculus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
37- P. crassipes	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
38- A. flaviventris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
39- T. signatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
40- H. bipunctatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
41- H. praecox	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
42- H. obscurellus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
43- C. dasycnemus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
44- Hercostomus/Ludovicinus?	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
45- S. sp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
46- A. argyria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
47- X. macrocerum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
48- M. micacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
49- C. pusillus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
50- C. filipes	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
51- A. elongata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
52- S. platypterus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
53- N. quadrifasciata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
54- C. sp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
55- M. sp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
56- T. sp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



Tableau 8: Répartition des espèces des Dolichopodidae ,obtenues par les pièges jaunes, aux mois de Juin et Juillet , en 1982 et en 1983 ,dans toutes les stations d'échantillonnages .

un grand nombre d'espèces qui étaient absentes en 1982 (respectivement I5 et I2 en juin , 27 et 2I en juillet) . Par contre , dans les autres stations , le nombre d'espèces exclusives d'une année ou de l'autre est assez faible (souvent inférieur à IO) .

Parmi les espèces exclusives de l'un ou l'autre des milieux , bord d'étang et forêt de chêne , on peut citer :

- Espèces de bord d'étang:

Chrysotus sp:	station B en juin 1982
Melanostolus sp	station B en juin 1982 et juillet 1983
Medetera micacea	stations B et C en juin 1982 et 1983
Argyra argyria	stations B et C en juillet 1983
Sympycnus sp	uniquement en B en juillet 1983
Hercostomus / Ludovicus	uniquement en C en juillet 1982
Hydrophorus praescor	uniquement en B en juillet 1982 et 1983

- Espèces forestières:

Teuchophorus signatus	uniquement en F en juillet 1982 et 1983
Anepsiomyia flaviventris	stations E et G en juillet 1983
Sciopus platypterus	stations F et G en juin 1983

Pour les autres espèces le tableau I2 donne le détail de leur répartitions .

3-2-2. Abondance relative des espèces:

Pour toutes les stations , nous avons disposé dans les annexes 8 à 20 , les 56 espèces trouvées par ordre décroissant d'abondance absolue q_i . En regard de chacune d'elles sont précisés l'abondance relative p_i

(avec $p_i = \frac{q_i}{Q} \times 100$, $Q = \sum q_i = \text{nombre total d'individus}$) , et le cumul progressif des p_i . La dernière colonne notée k_i , indique le nombre de relevés où l'espèce a été capturée .

A l'examen de ces tableaux , on constate que suivant les stations les proportions relatives des différentes espèces , montrent des écarts parfois très importants. Ainsi, en 1982 l'espèce de rang I dans les stations aquatiques est Campsicnemus scambus . Son abondance relative augmente de station A ($p_i = 26.37\%$) à la station C ($p = 46,05\%$) . Par contre, cette espèce est moins importante en milieu forestier : moins de 20 % en station G , qui est la station la plus pauvre avec seulement I3 espèces . Dans les stations forestières , le rang I est pris par Hercostomus celer.

En 1983, Campsicnemus scambus a une importance moindre (rang 2 à 4) quelques soit la station. C'est alors Hercostomus celer qui occupe toujours le premier rang, et son abondance relative est plus forte en forêt ($pi = 46$ à 81%) qu'en bord d'étang (environ 30%).

Le cumul des abondances relatives par ordre décroissant des pi , montre qu'un petit nombre d'espèces totalise la plus grande partie de la taxocénose. Les quatre principales espèces sont: Hercostomus celer; Dolichopus nigricornis; Hercostomus brevicornis; Campsicnemus scambus. Elles sont abondantes quelques soit la station, en 1982 comme en 1983. Des différences apparaissent toutefois entre stations bord d'étang et stations forestières: en 1982, on voit qu'en station A, il faut 12 espèces pour réaliser 90% de l'effectif total des individus et qu'il faut de moins en moins d'espèces à mesure qu'on se dirige vers la forêt. De même en 1983, dans les stations B et C du bord d'étang, il faut respectivement 12 et 16 espèces pour obtenir 90% des effectifs, alors que pour les stations forestières ce pourcentage est obtenu avec beaucoup moins d'espèces (respectivement 4, 8, 11 et 3 pour D, E, F et G).

Enfin, on a défini un indice k correspondant à la constance c'est-à-dire au nombre de relevés dans lesquels l'espèce i a été récoltée dans une station. Dans ce travail, k est théoriquement compris entre 0 et 40 périodes de 10 jours. Toutefois, des Dolichopodidae n'ont trouvés que dans les 23 relevés (16 relevés de mi-juin à mi-novembre en 1982 et 7 relevés de mi-mai à mi-juillet en 1983). Entertemps, de mi-novembre 1982 à avril 1983, aucun Dolichopodidae n'est capturé, quelque que soit la station. Les valeurs maximales possibles de k sont donc $k=16$ en 1982 et $k=7$ en 1983. Cette valeur k est dans la dernière colonne des annexes à .

Les plus fortes valeurs sont observées par les quatre espèces dominantes déjà signalées, quelques autres espèces montrent également une bonne constance. On peut signaler pour les stations subaquatiques: Dolichopus lepidus et Campsicnemus scambus en station A en 1982, Dolichopus unguatus en stations B et C, Hercostomus angustifrons qui est très constante en C (avec $k=12$) est peu constante dans les autres stations; cette espèce semble donc bien inféodée à l'aulnaie. Dans les stations forestières, en dehors des quatre espèces dominantes, les constances sont faibles: il y a un renouvellement important des espèces. Seules trois espèces sont trouvées assez fréquemment: Hercostomus aerosus seulement en station D (station la moins éloignée de l'aulnaie), Campsicnemus armatus et Dolichopus wahlbergi en stations D et E. Dans

les stations F et G , les espèces sont peu constante par rapport aux autres stations ce qui s'explique sans doute par l'éloignement de l'étang. Aux printemps et début d'été 1983 (relevés 34 à 40), les espèces les constantes restent Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Dolichopus nigricornis , Hercostomus brevicornis . Toutefois en bord d'étang (B et C) Dolichopus campestris et Hercostomus cupreus sont également constantes. Campsicnemus curvipes est une espèce constante dans les stations forestières D et E alors que Dolichopus unguilatus est plus typique des stations "sèches" F et G .

3-2-3. Etude chorologique:

Les histogrammes des figures 18 et 19 représentent l'abondance de 15 espèces principales capturées en 1982 et en 1983 . Ils montrent que les quatre espèces : Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis sont répandus dans toutes les stations et y dominent quantitativement . On observe également qu'un plus grand nombre d'espèces présente des effectifs élevés au niveau des stations aquatiques (A en 1982) ou subaquatiques (B et C) . La répartition quantitative des 15 espèces au travers des différentes stations est précisée ci-dessous :

- Hercostomus angustifrons:

Espèce d'abondance moyenne, répandue dans les stations quoique plus abondante au niveau de la tourbière (station B) . En émergence elle a été obtenue dans les stations B, C, D, E .

- Poecilobothrus nobilitatus:

Elle a été trouvée lors de l'été 1982 essentiellement au niveau aquatique station A, alors qu'au début d'été 1983 on la trouvait sur toute la longueur du transect (B à G) . En émergence , peu d'individus ont été obtenus et seulement à la station E .

- Hercostomus cupreus:

C'est une espèce préférant les zones humides , elle a été trouvée surtout en A et B en 1982 , en B et C en 1983 .

- Campsicnemus curvipes:

Répandue dans toutes les stations lors de l'été 1982, cette espèce n'est trouvée qu'en bord d'étang au printemps 1983, son développement larvaire peut s'effectuer dans la litière forestière , puisque elle a été prise en émergence dans la station E.

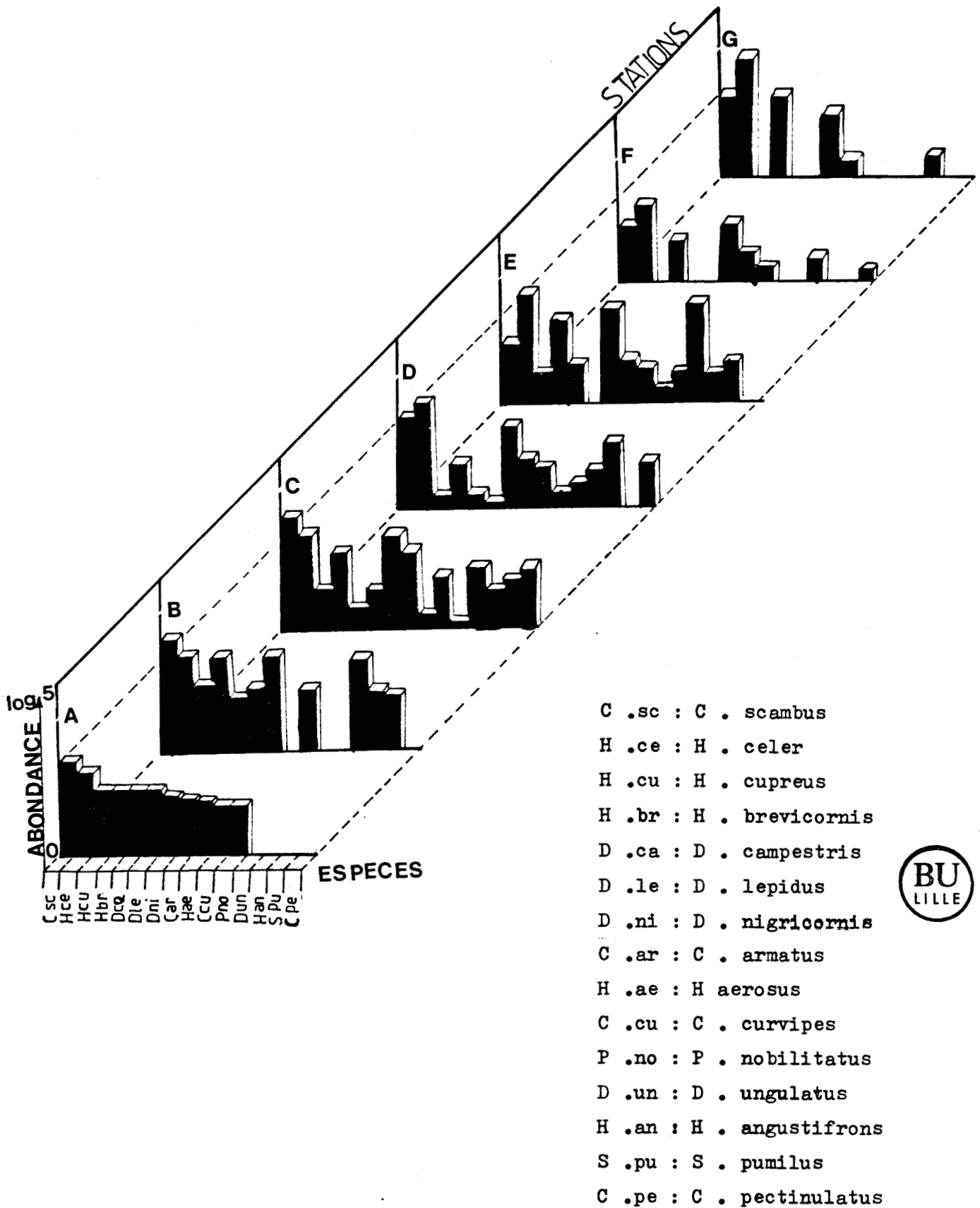


Figure 18: Abondance des 15 espèces principales , capturées en pièges jaunes , dans toutes les stations , en 1982 (Echelle log) .

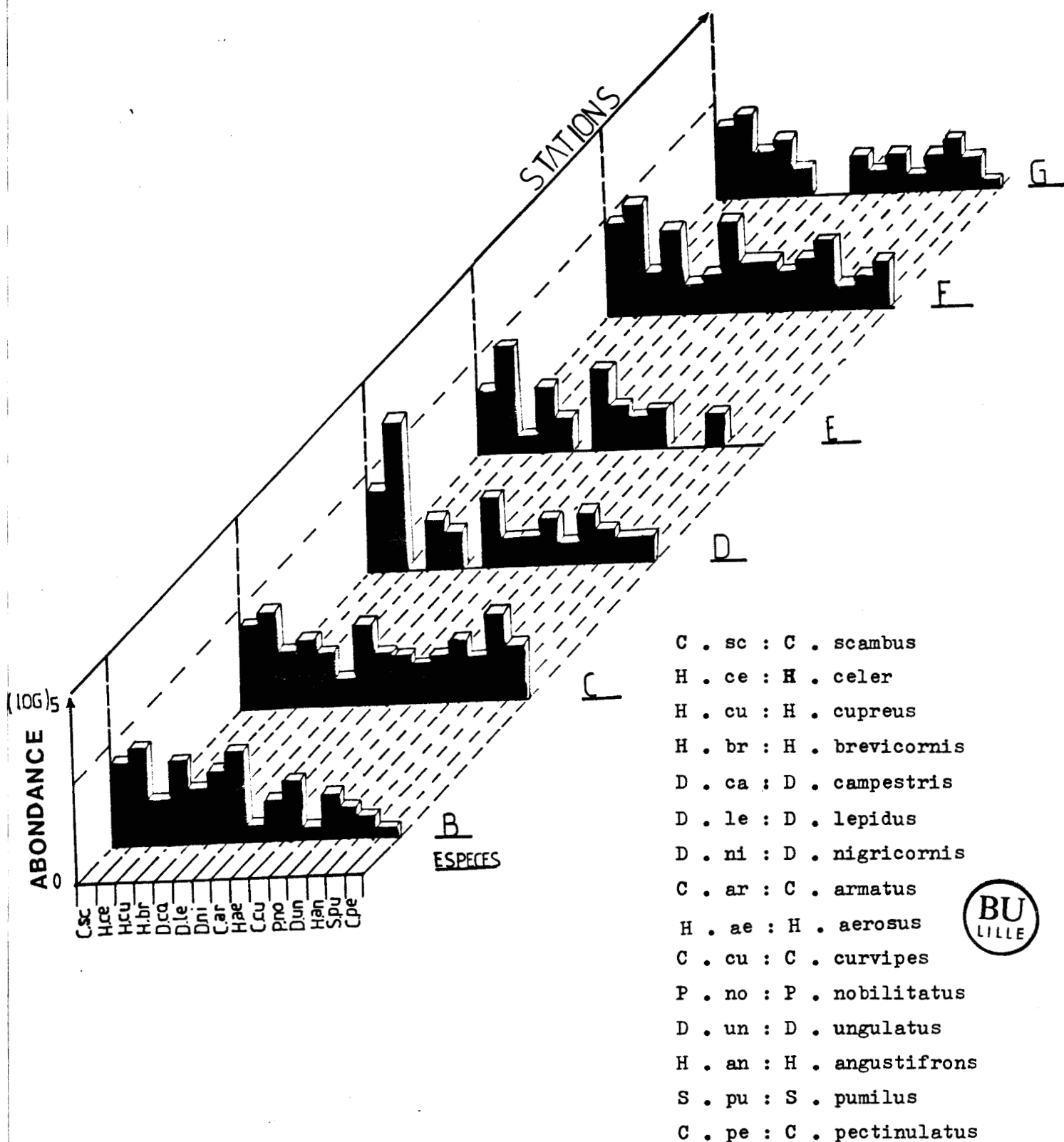


Figure 19 : Abondance des 15 espèces principales , capturées en pièges jaunes , dans les stations B à G en 1983 . (Echelle log) .

- Campsicnemus scambus:

C'est une espèce bien représentée au bord immédiat du plan d'eau station A , elle est très abondante dans l'aulnaie (B et C) et se raréfie au fur et à mesure qu'on avance dans la forêt . Par ailleurs l'espèce a été obtenue dans les pièges à émergence en B et C (tableau) C'est donc une espèce de bord d'étang , qui s'y reproduit, et qui pénètre au sein du sous-bois pour rechercher une partie de sa nourriture , également pour s'y protéger des conditions météorologiques momentanément défavorables . Etant données les très fortes abondances observées , la pénétration dans le sous-bois pourrait également être due à une forte concurrence intraspécifique ou à un comportement de dispersion " dispersal" au sens des anglosaxons ROFF (1977) .

- Hercostomus celer:

Cette espèce est trouvée en émergence dans toutes les stations. Elle est capturée aux pièges colorés , sur toute la longueur du transect, mais son abondance décroît depuis le bord d'étang jusqu'à la forêt. Les larves , hygrophiles, se développent dans la litière des sols humides. Après émergence , les adultes sont observés en grand nombre au sein du sous-bois où il chassent ; leur activité la plus intense est détectée au niveau des stations D,E,F,et G en 1982 . Par contre , au début de l'été 1983 , Hercostomus celer est extrêmement abondant sur toute la longueur du transect étang- forêt .

- Dolichopus nigricornis :

Circule sur toute la longueur du transect étang-forêt . L'espèce est trouvée dans toutes les stations: Aulnaie (B et C) mais également chênaie (station F). Elle est moins abondante que les deux espèces précédentes mais, elle est par contre, d'une taille très supérieure (environ le double) et n'entre sans doute pas en concurrence alimentaire avec les espèces Hercostomus celer et Campsicnemus scambus .

-Hercostomus brevicornis:

Comme l'autre espèce du même genre , Hercostomus celer, Hercostomus brevicornis , est prise à l'émergence en tous les point du transect, sauf à la station B , où elle circule toutefois en grand nombre . La larve se développe donc dans la litière forestière et après l'émergence les adultes se dirigent vers les zones du bord d'étang pour se nourrir et pour effectuer leur parade nuptiale .

- Dolichopus ungulatus :

Est une espèce capturée seulement dans les pièges jaunes , sur toute la longueur du transect sauf en station A . Cette espèce a à peu près la même taille que Dolichopus nigricornis avec laquelle elle peut se trouver en concurrence . Son abondance va en diminuant depuis la station B où elle représente 9,2 % de l'effectif jusque la station G où elle ne représente plus que 2 % . D'après VALLIANT et BRUNHES (1980) la larve des Dolichopus ungulatus se développe dans la terre de prairies . Son abondance dans nos pièges à émergence signifie sans doute que les individus capturés dans les pièges jaunes ont une provenance lointaine .

- Dolichopus campestris:

Cette espèce , d'une taille moindre que Dolichopus nigricornis, est capturée seulement à l'aide des pièges jaunes . Son abondance relative diminué du bord d'étang (station A : 5,89 %) vers l'intérieur de la forêt (0,16 % en station G) . C'est donc une espèce à préférence marquée pour les zones humides .

- Dolichopus lepidus :

Cette espèce a une taille voisine de celle de Dolichopus ungulatus, Dolichopus nigricornis . Elle est prise à l'émergence en station B et G, mais les adultes vivent préférentiellement en bord d'étang et leur abondance diminue depuis l'aulnaie jusqu'aux stations plus sèches de la forêt (chênaie) .

3-2-4. Etude phénologique :

Cette étude ne peut être entreprise efficacement que sur les espèces présentant des effectifs importants et une bonne constance , à savoir , Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Dolichopus nigricornis , Hercostomus brevicornis . L'évolution chronologique au cours de l'été et l'automne 1982 est représentée à la figure 20 , celle du printemps et du début d'été 1983 à la figure 21 .

- Hercostomus celer:

En 1982 (figure 20) , Hercostomus celer montre un maximum d'abondance pour la période I à 9 c'est-à-dire mi-juin à début septembre quelque soit la station . A partir de septembre sa densité diminue fortement et les observations les plus tardives sont faites en station

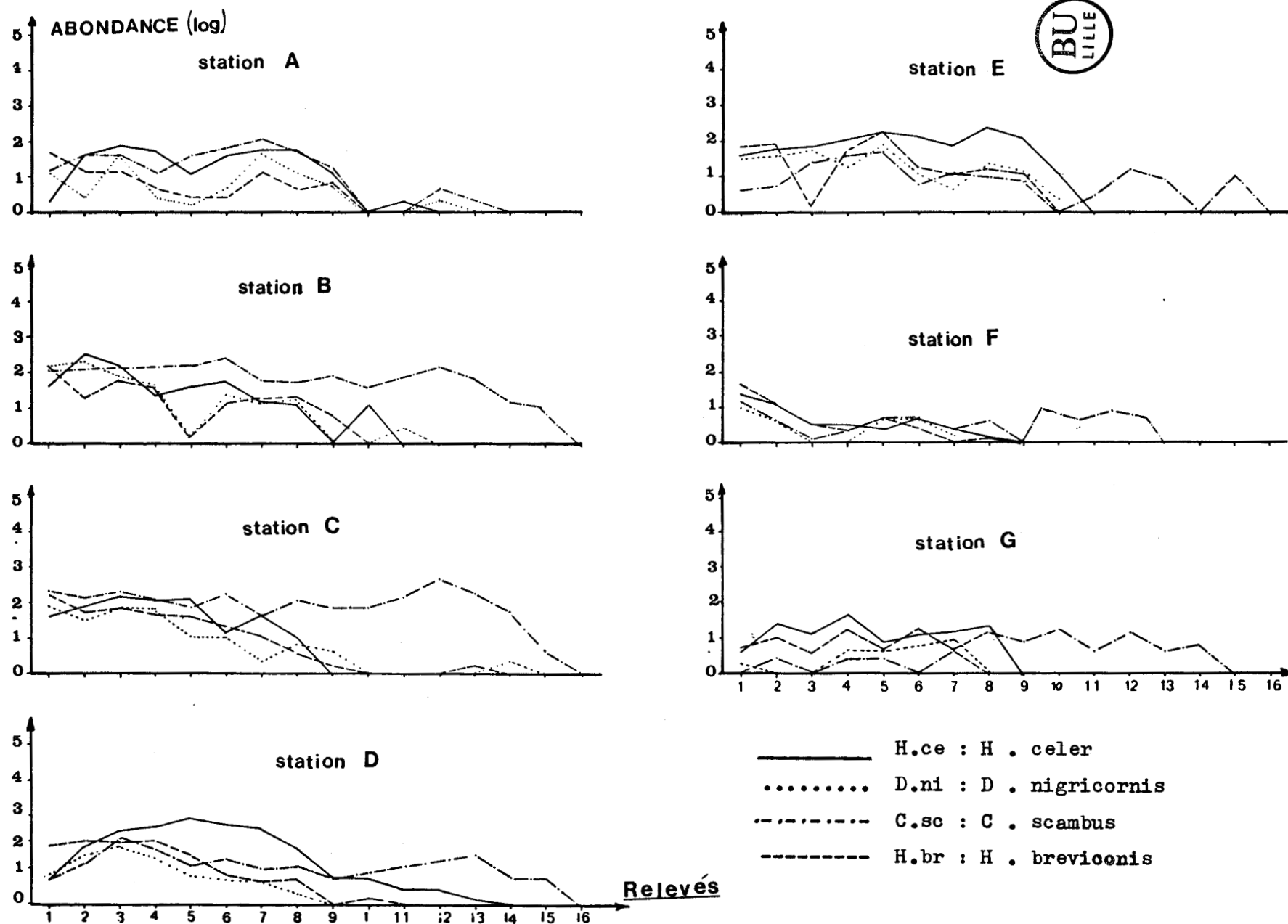


Figure 20: Evolution temporelle des 4 espèces principales , dans les différentes stations en 1982.
 (relevés I à I6) .

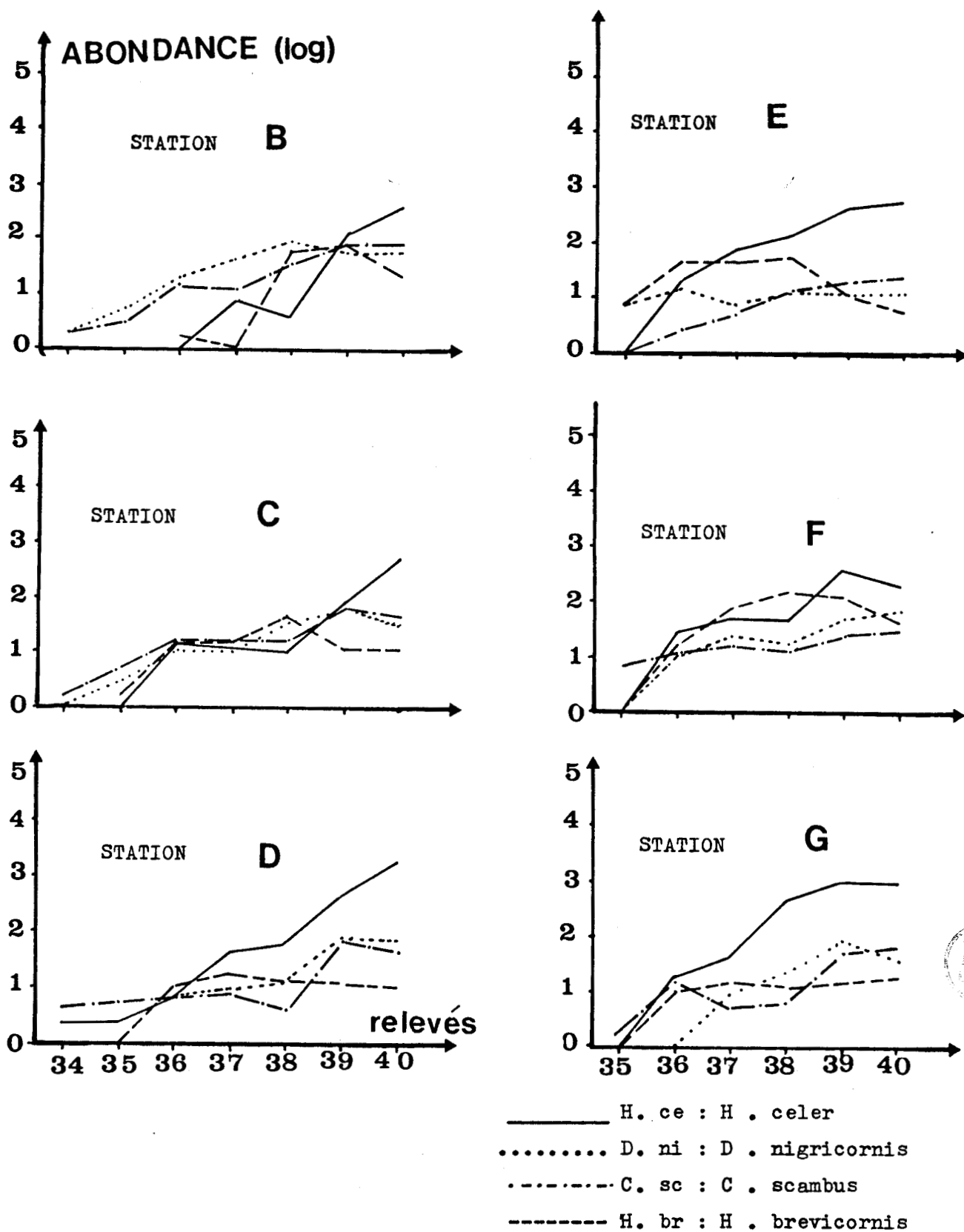


Figure 21: Evolution temporelle des 4 espèces principales , dans les différentes stations en 1983 (relevés 34 à 40) .

D, station forestière située à l'interface avec l'aulnaie .

Au début de l'année 1983 (figure 21) Hercostomus celer apparaît plus fréquemment dans les stations forestières que dans la zone de bord d'étang (fin mai) ce qui peut recevoir une explication . En effet , Hercostomus celer est pris en nombre important à l'émergence dans les stations de la chênaie . Hercostomus celer est donc une espèce inféodée, à l'état larvaire, aux milieux terrestres présentant une forte hygrométrie tel que les litières de feuilles . A près l'éclosion , les adultes se dirigent préférentiellement vers les zones de bord d'étang stations B et C , et également la station G située en bord du chemin forestier . Dans ces zones de lisière , Hercostomus celer trouve une densité plus importante de proies telles que pucerons , microdiptères .

- Campsicnemus scambus:

Il est présent dès le début du mois mai jusqu'à la fin de l'automne. Un maximum de densité en juillet - début août (relevés 3 à 7 en 1982 , relevés 39 - 40 en 1983) . Un seconde pic automnal est particulièrement marqué dans les stations de l'aulnaie (B et C) . Aucune différence entre les stations notables dans les périodes d'apparition et de disparition au cours du cycle annuel , n'a pu être détecté , la majorité des captures effectuée à l'émergence a été faite dans les secteurs humides (B et C) . Campsicnemus scambus est donc une espèce très dépendante de l'eau à l'état larvaire , et préférant les substrats vaseux aux litières de forêt . A près émergence , l'espèce diffuse rapidement dans les milieux environnants .

- Dolichopus nigricornis :

Cette espèce apparaît dès le mois mai et présente un maximum d'abondance légèrement variable suivant les stations . Dans les stations de bord d'étang où sont effectuées les plus de captures à l'émergence , elle montre un maximum d'activité en juin - début juillet (relevés 1 à 4) pour l'année 1982 . En 1983 , ce maximum est atteint dans les relevés 38 et 39 , c'est-à-dire en juillet . Ce décalage phénologique est à mettre en relation avec les évolutions météorologique différentes des deux années: l'année 1983 présente un printemps très pluvieux et froid occasionnant un retard des émergences sensible; aux stations situées en lisière Dolichopus nigricornis est donc une espèce subaquatique mais dont les adultes présentent une bonne aptitude à la conquête des milieux environnants . Les maxima d'abondance observés dans les stations forestières sont en effet

décalsés : relevés 3 à 4 pour la station D , 4 et 5 pour la station E, 5 et 7 pour les stations F et G .

- Hercostomus brevicornis:

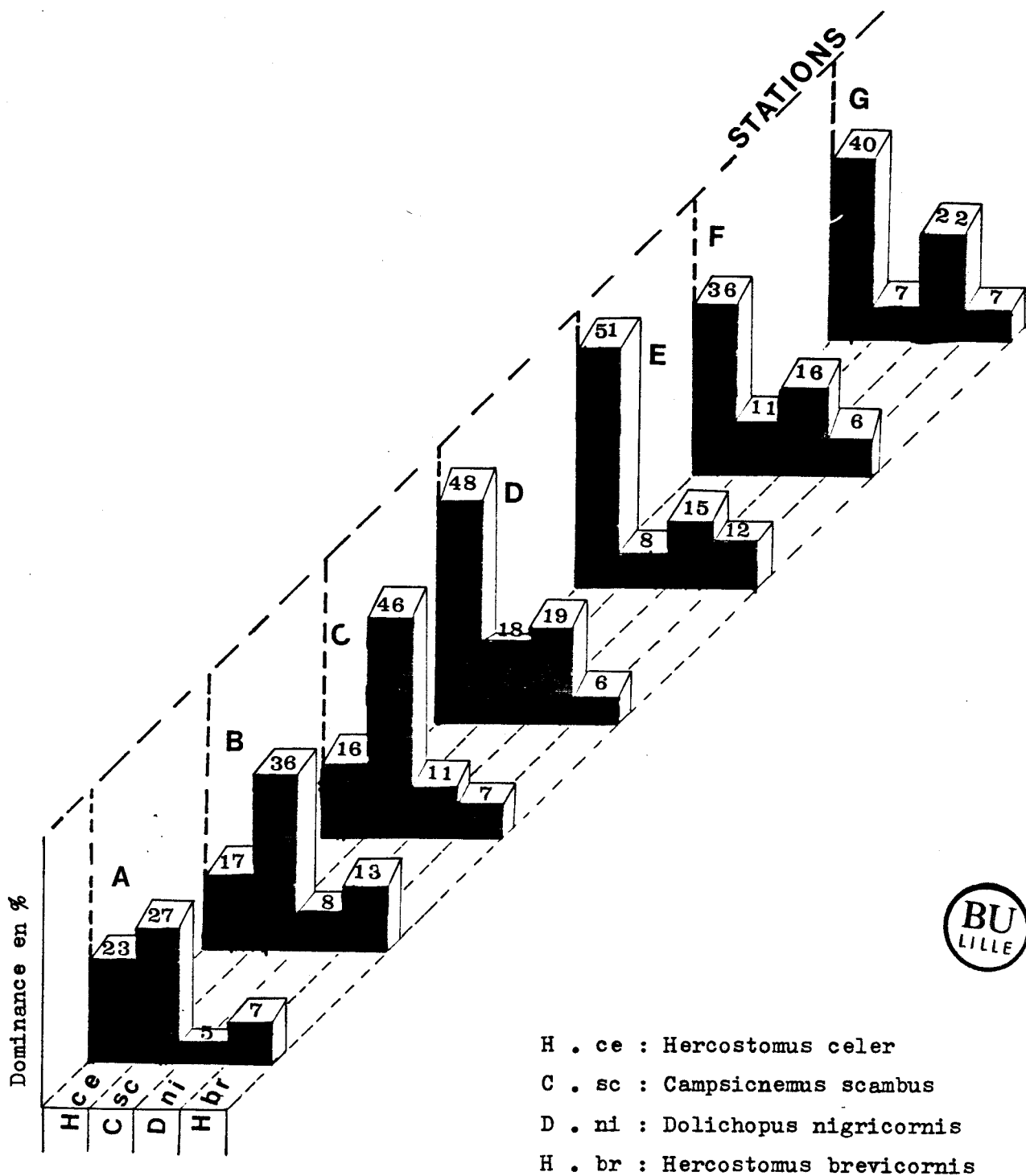
Cette espèce est capturée à l'émergence dans toutes les stations de la chênaie ainsi que dans l'aulnaie à Carex (station C) mais n'apparaît pas en station B , au niveau de la tourbière à sphaignes . Sa période de vol, révélée par les pièges jaunes , et plus courte que celle de l'espèce voisine Hercostomus celer : elle apparaît aux mêmes dates dès le mois de mai (figure 20) mais n'est guère trouvée au delà du début du mois de septembre .

3-2-5. DOMINANCE en % :

La dominance d'une espèce au sur d'un relevé au d'une somme de relevés est le pourcentage d'individus que représente cette espèce .

$$\text{Dominance \%} = \frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce}}{\text{Nombre total des individus}} \times 100$$

La figure 22 représente la dominance des 4 espèces les plus abondantes (Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Dolichopus nigricornis , Hercostomus brevicornis) , pour les sept stations étudiées (A à G) et sur la période juin - octobre (relevés I à I6) . L'espèce Campsicnemus scambus est forcément dominante dans les trois stations A, B et C : 27 % en station A à 46 % en station C . Sa dominance diminue progressivement quand on pénètre dans la forêt et se situe entre 18 % en station D et 7 % en station G , ce qui confirme la répartition privilégiée de l'espèce au niveau des zones subaquatiques . En revanche , l'espèce Hercostomus celer montre une dominance augmentée dans les stations forestières : 48 % en station D à 30 % en station F . Cette espèce , prise abondamment en émergence dans les stations de la chênaie , est donc une espèce hygrophile inféodée aux forêts humides , mais n'est pas une espèce subaquatique . Dans les relevés 34 à 40 correspondant au printemps et au début d'été 1983 (figure 23) , Hercostomus celer occupe une position encore plus dominante ; sa dominance atteint 82,1 % et 80 % dans les stations D et G . Cette supériorité est beaucoup moins affirmée au niveau des stations de bord d'étang . Campsicnemus scambus montre encore une dominance décroissante depuis la station B vers la station G . Dolichopus



H . ce : *Hercostomus celer*
 C . sc : *Campsicnemus scambus*
 D . ni : *Dolichopus nigricornis*
 H . br : *Hercostomus brevicornis*

Figure 22: Dominance en % des 4 espèces principales , de Juin à Novembre 1982, dans toutes les stations A à G .

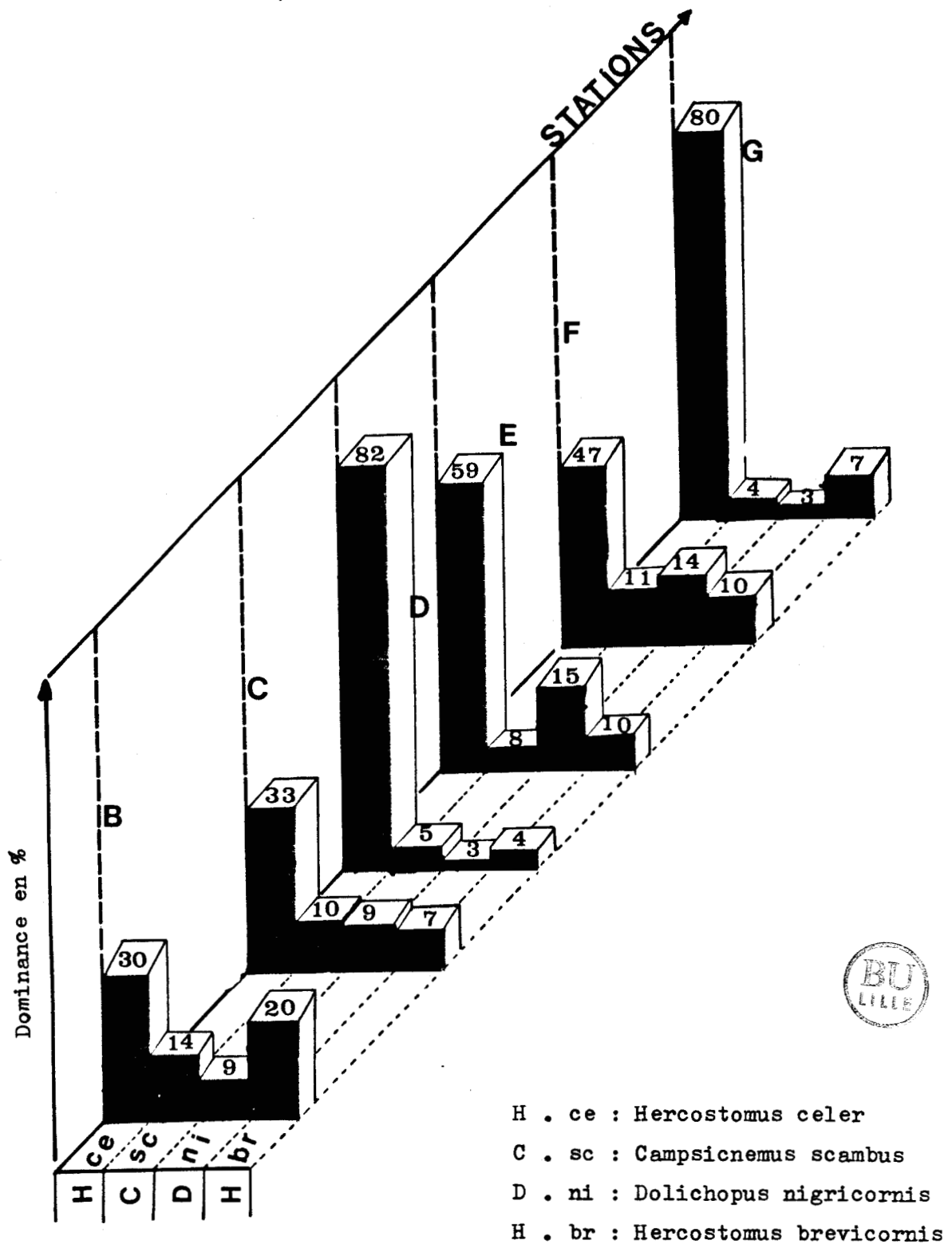


Figure 23: Dominance en % des 4 espèces principales , de Mai à Juillet 1983, dans les stations B à G .

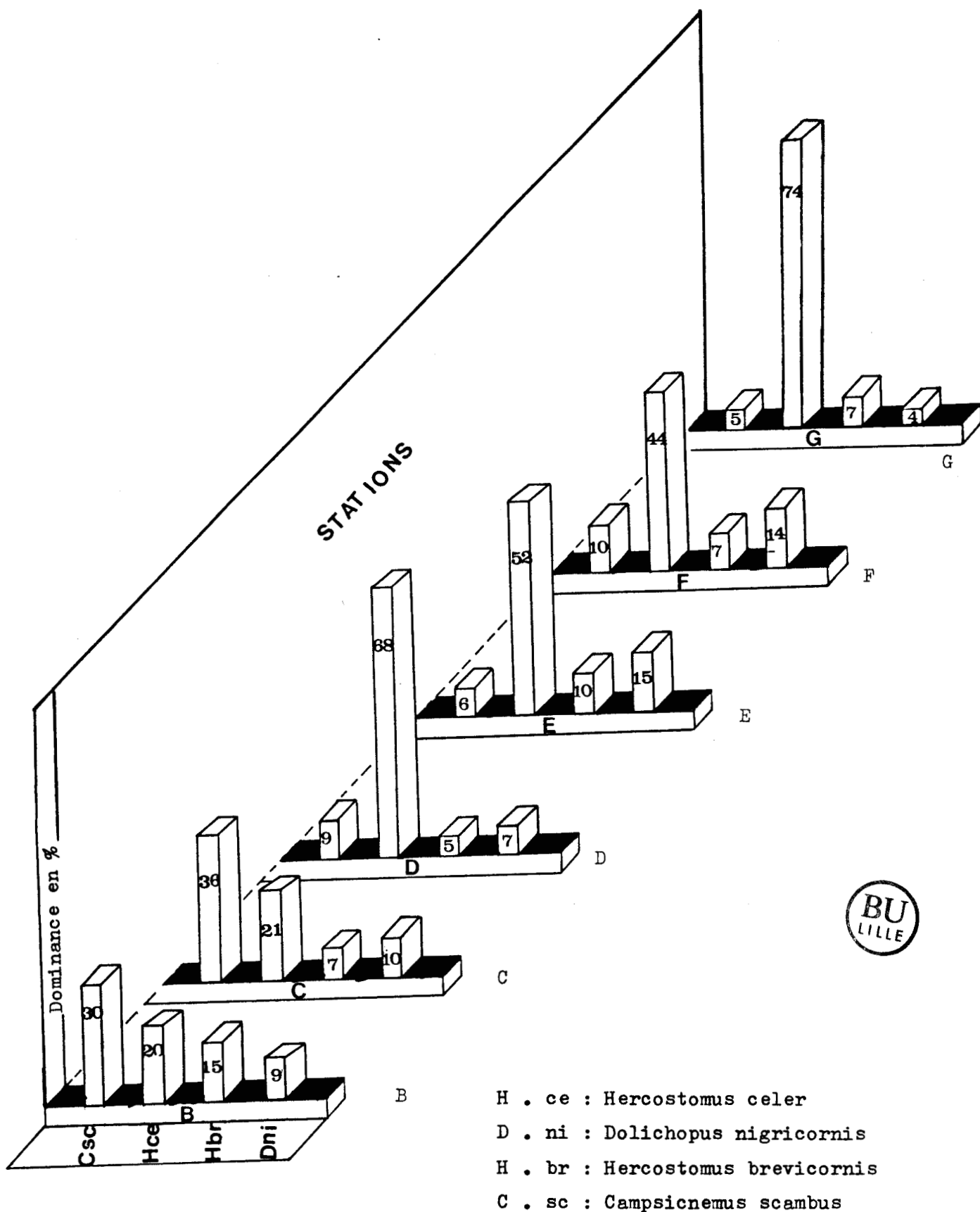


Figure 24: Dominance en % des 4 espèces principales , de Juin 1982 à Juillet 1983, dans les différentes stations .

nigricornis est mieux représentée en F et G que dans les autres stations. Hercostomus brevicornis est une espèce plus importante en B que dans les autres stations . La figure 24 présente les dominances de ces espèce sur l'ensemble de la période d'échantillonnage pour les stations B et G , mettant en évidence le premier rôle joué par Hercostomus celer en milieu forestier . Les dominances respectives des différentes espèces sont moins inégales en B et C que sous la chênaie .

3-2-6. Richesse spécifique (S).(nombre d'espèces):

Le tableau 10 donne la richesse spécifique des différentes stations mesurée sur l'ensemble de la période d'échantillonnage .

Stations	A	B	C	D	E	F	G
Richesse globale S	30	47	43	39	36	37	35
Richesse moyenne $\bar{S}$	11,92	11,87	15,1	10,22	10,55	9,6	6,3
écart-type de $\bar{S}$	7,63	8,8	9,56	7,7	6,99	9,73	6,66
nombre de relevés	13	23	22	23	20	18	20

Tableau 10: Paramètre de richesse spécifique des stations basé sur l'ensemble des récoltes au cours d'un cycle annuel.

Une richesse moyenne notée $\bar{S}$ préconisé par BLONDEL (1979), est définie : elle correspond au nombre moyen d'espèces présentes dans un relevé . l'écart-type de $\bar{S}$ est également calculé , permettant de rendre compte du taux de variation de la richesse au cours du temps.

Les stations B et C sont nettement plus riches que les autres stations en forêt qui , elles présentent des richesses très comparables. La richesse moyenne est également plus élevée dans les stations de l'aulnaie situées au contact étang-forêt . La position de la lisière confère donc ces biotopes une richesse plus grande . Un intérêt limité doit toutefois être accordé à cette notion de richesse du fait du mauvais échantillonnage des espèces rares . Dans une étude sur les Diptères Sciomyzidae dans le sud de la France , VALA (1985) montre l'inefficacité de la richesse S d'une station et préfère $\bar{S}$ mesure moyenne sur l'ensemble des relevés de cette station , indice est déjà plus synthétique

car accompagnée de son écart-type , traduisant à la fois la richesse du milieu et la constance de cette richesse au cours du temps .

3-3- Conclusion:

Le dispositif d'échantillonnage a permis la capture de 26560 Dolichopodidae appartenant à 56 espèces . Parmi elles , 4 espèces présentent une forte abondance mais les niveaux d'abondance sont très variables suivant les années et l'endroit où l'on se trouve le long du transect étang - forêt . Par exemple , les stations établies au bord d'étang , à savoir la station A qui est purement aquatique et les stations B et C qui sont deux faciès de l'aulnaie , sont plus riches tant en nombre d'individus qu'en nombre d'espèces . Cette situation se produit lors des deux étés successifs (1982 et 1983) . Les seules stations B et C ont occasionnée la capture de 43 % des individus le long de la période d'étude . Par contre , les stations forestières (D à G) présentent une riche spécifique plus faible que les stations de bord d'étang .

Les Dolichopodidae sont surtout actifs en début d'été (mi-juin à mi-juillet) . Les captures diminuent rapidement à l'approche de l'automne . Un deuxième pic d'abondance a été observé fin septembre en bord d'étang , lié à l'arrivée de nouvelles générations des espèces les plus abondantes : Campsicnemus scambus et Hercostomus celer .

Les effectifs enregistrés en forêt sont surtout dus à l'abondance de Hercostomus celer . Les niveaux d'abondance sont variables suivant les années : des effectifs différents sont enregistrés au cours des mois de juin et juillet (période de recouvrement du cycle de l'échantillonnage) des années 1982 et 1983 . De plus, les espèces présentent des phénologies décalées entre les stations du fait des capacités différentes de chaque espèce à coloniser les milieux voisins après émergence .

Cette étude de type classique n'apporte que des résultats partiels car l'analyse ne concerne que les espèces plus abondantes . L'intérêt des analyses statistiques multivariées (chapitre six) sera d'utiliser les données concernant l'ensemble des espèces , qu'elles soient abondantes ou rares . Elles permettent , grâce à leur capacité de synthèse de mettre en évidence les décalages phénologiques entre les stations . L'utilisation de

l'indice de diversité et des diagrammes rangs-fréquences (chapitre 4) permettra de décrire plus efficacement que ne le permettent les notions de dominance , de richesse spécifique etc.... Les analyses factorielles des correspondances (AFC) et le groupement décrirons les associations principales.

CHAPITRE IV

ETUDE DE LA DIVERSITE SPECIFIQUE

CHAPITRE IV

ETUDE DE LA DIVERSITE SPECIFIQUEIntroduction:

Pour exprimer de façon synthétique la structure quantitative des ensembles multispécifiques , de nombreux auteurs ont proposé des mesures de diversité basées sur le nombre d'individus de chaque unité taxonomique . ROUTLEDGE (1984) montre que la diversité des organismes le long d'un gradient environnemental dépend de deux facteurs :

- . intensité des variations d'abondance des espèces le long du gradient.
- . ensembles des espèces trouvées sur le long de ce gradient .

Les diversités spécifiques, ainsi que la diversité des interactions augmentent quand les chaînes trophiques s'allongent, et les niches écologiques se diversifient et se spécialisent . FRONTIER, (1978 , 1982) fixe trois niveaux conceptuels dans l'étude de la diversité:

- . recherche du nombre d'espèces d'une communauté ;
- . calcul d' indice de diversité ;
- . étude de la distribution des individus entre les espèces .

Pour apprécier l'évolution spatio - temporelle du peuplement des Dolichopodidae dans les différentes stations , nous avons retenu trois techniques (définies au paragraphe 2-3).

- . calcul de l'indice de diversité spécifique de SHANNON et WEAVER (noté H').
- . calcul de la régularité (notée R) .
- . établissement du diagramme rangs - fréquences .

. 4-I . Comparaison des stations sur la base de leurs diversités et régularités moyennes et globales .

Seuls ont été pris en compte ici les relevés effectués en 1982 pendant la période de plus grande activité des Dolichopodidae , c'est - à-dire les 9 relevés (r_1 à r_9) de la période Juin - Septembre .

L'indice de diversité de Shannon a été calculé pour chaque station de deux manières différentes :

. indice de diversité global par station (noté H_g) est l'indice de Shannon calculé à partir du cumul des 9 relevés en cette station.

. indice de diversité moyen sur chaque station (noté $\bar{H}'$), est égal à la moyenne des indices de chaque relevé en cette station :

$$\bar{H}' = \sum_{i=1}^9 H_i / 9$$

La même opération a été réalisée pour la régularité R , on a ainsi :

. R_g : régularité globale calculée par station sur les effectifs capturés sur toute la période .

. $\bar{R}$: moyenne des régularités calculées par station sur les effectifs de chaque relevé :

$$\bar{R} = \sum_{i=1}^9 R_i / 9$$

Les graphiques de la figure 25 , représentent ces valeurs calculées pour les stations A à G . Les indices H_g et $\bar{H}'$ diminuent depuis le bord d'étang et l'aulnaie vers l'intérieur de la forêt (chénaie - bétulaie), d'une façon plus marquée pour H_g que pour $\bar{H}'$. En bord d'étang , la diversité globale H_g est très supérieur à la diversité moyenne $\bar{H}'$, ce qui indique que dans les relevés successifs apparaissent des espèces nouvelles , et également que le cumul des relevés le long du temps modère la dominance exercée par certaines espèces . Par contre, en forêt , la différence ($H_g - \bar{H}'$) est variable suivant les stations; aux stations E et F elle est forte : les deux stations sont donc diversifiées , mais cette diversité ne se réalise que grace à des successions temporelles d'espèces . Au contraire , en D et G , stations situées de part et d'autre part du transect en forêt , la diversité globale est supérieure à la diversité moyenne : ces stations sont le siège de modifications moins nettes de peuplement et , les espèces dominantes étant toujours les mêmes (Hercostomus celer) , l'addition des relevés ne fait qu'exagérer cette dominance .

Les profils concernant la régularité aboutissent à des résultats différents . Seules les stations forestières ont des valeurs différentes de $\bar{R}$ et de R_g : la régularité moyenne est supérieure à la régularité globale . Ce phénomène est expliqué par la committance de trois phénomènes:

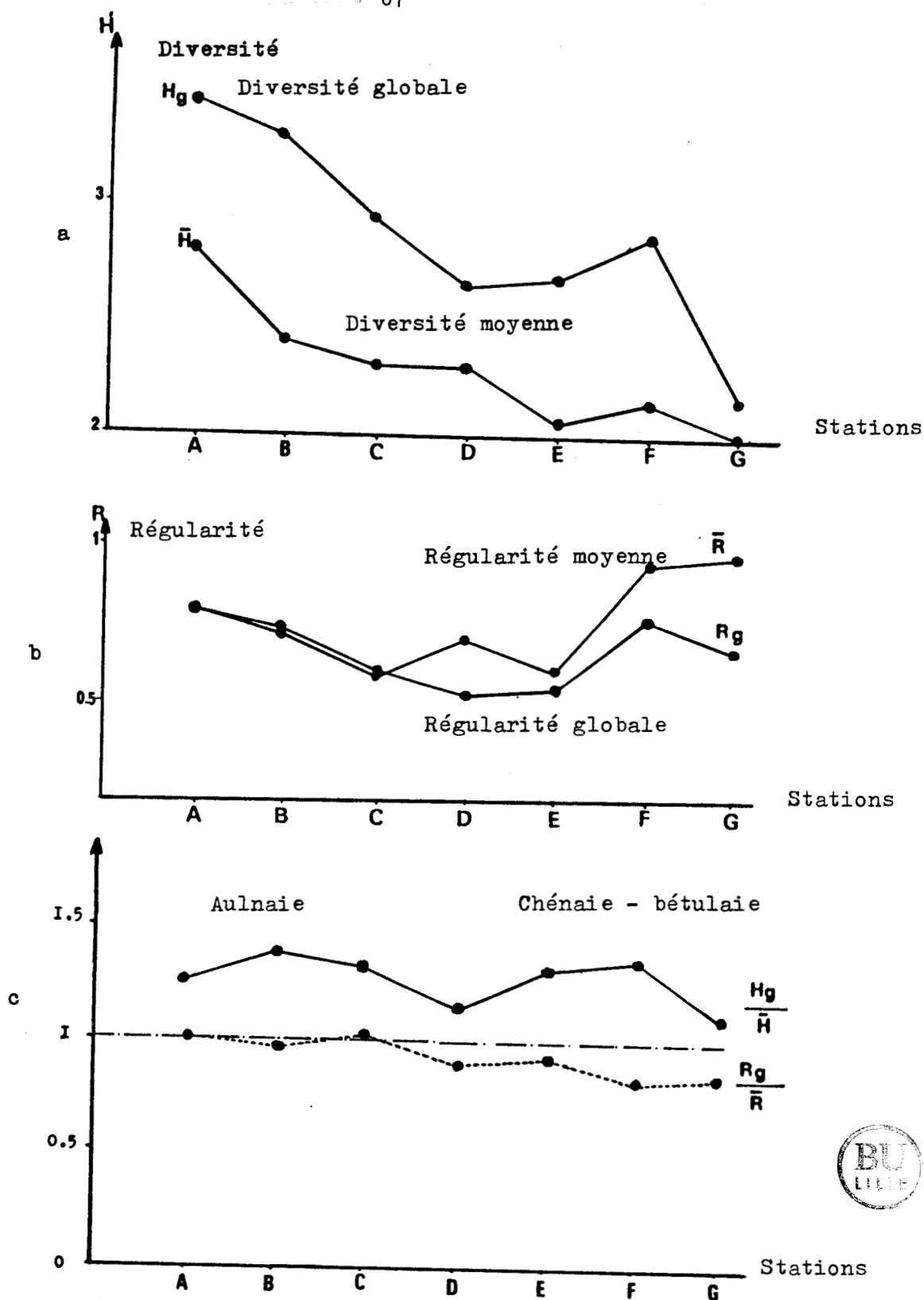


Figure 25: a- Valeurs de la diversité globale (H_g) et moyenne ($\bar{H}$), aux stations (A à G), en 1982.

b- Valeurs de la régularité globale (R_g) et moyenne ($\bar{R}$) aux stations (A à G), en 1982.

c- Valeurs du rapport entre la diversité globale (H_g) et la diversité moyenne ($\bar{H}$), ainsi qu'entre la régularité (R_g) et la régularité moyenne ($\bar{R}$), aux stations (A à G), en 1982.

la régularité de chaque relevé est élevée ; les relevés montrent des abondances très différentes ; enfin , les espèces présentes changent d'un relevé à l'autre (figure 25:a,b) . Il s'ensuit que la dominance par un petit nombre d'espèces , et la diversité sont augmentées par le cumul des relevés .

La figure 25,c , récapitule les variations relatives de H_g et $\bar{H}$ d'une part , R_g et $\bar{R}$ d'autre part , le long du transect pour la période Juin - Septembre .

4-2. Variations dans le temps de la diversité et de la régularité le long du transect étang - forêt .

Les indices de diversité (H' et H_{max}) et de régularité (R) ont été calculés sur les cumuls d'échantillons effectués selon les trois ensembles :

- . totalité des relevés de chaque station de Juin à Octobre 1982.
- . totalité des relevés de chaque station de Mai à Juillet 1983 .
- . totalité des relevés de chaque station de Juin 1982 à Juillet 1983.

4-2-a. Comparaison des stations par année :

En 1982 (figure 26:a), H_{max} ($\log_2$ du nombre d'espèces) est maximale, supérieure à 5, au milieu du transect (B,C,et D). La diversité spécifique est au contraire minimale au milieu du transect : aux stations de bord d'étang (A et B) elle est supérieure à 3, puis elle diminue jusqu'à 2.40 en G, (sauf à la station F , mais celle - ci est très pauvre en individus et en espèces et cette variation est probablement non significative) . La régularité diminue de la station A (0.70) à la station C (0.53) , reste faible jusqu'en E , puis retrouve en F et G la valeur observée en A , car ces stations ont une diversité et richesse faibles .

En 1983 (figure 26:b) , le nombre d'espèces est presque constant (H_{max} supérieure à 5) sauf à la station E où elle est plus faible . La diversité est plus élevée que l'année précédente aux stations de bord d'étang B et C : 3.37 et 3.80 , (la station A , inondée, n'a pas été échantillonnée) . La diversité est plus faible aux stations F (37 espèces) et surtout E (28 espèces) . Aux stations D et G

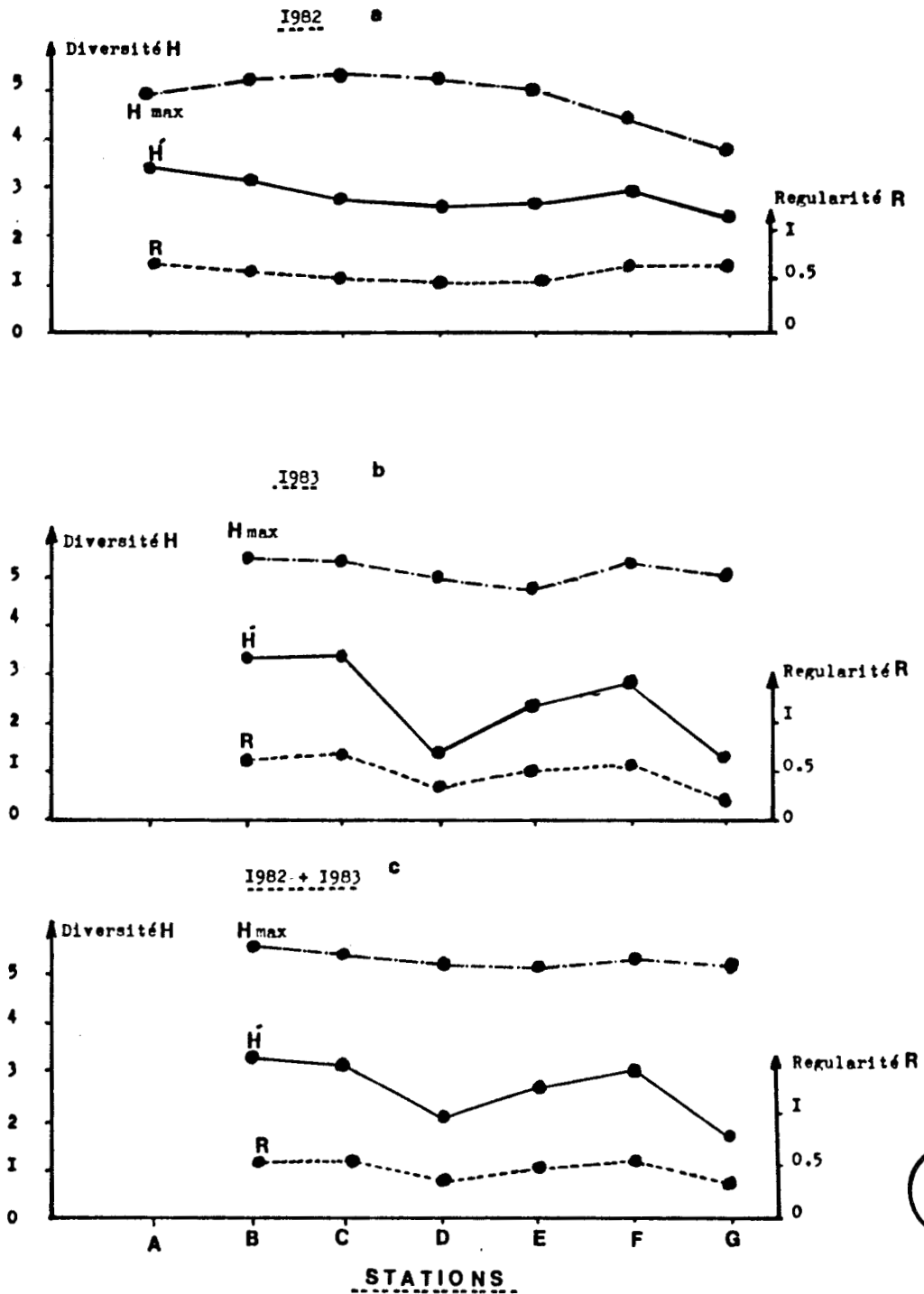


Figure 26 : Diversité observée (H'), diversité maximale ($H_{max} = \log$ du nombre d'espèces) et régularité (R) au différentes stations, calculées globalement : a- sur 1982 ; b- sur 1983 ; c- sur 1982 et 1983 .

on observe une chute marquée de la diversité , due à la dominance d'une espèce : Hercostomus celer (plus de 80 % de l'effectif total). Comme en 1982 , la diversité suit les variations de la régularité et non celle du nombre d'espèces .

Pour l'ensemble de la période d'étude , c'est - à - dire de Juin 1982 à Juillet 1983 (figure 26:c) , la diversité est plus grande que sur chacune des années , et tend à diminuer régulièrement des stations de bord d'étang aux stations forestières , sauf une chute aux stations D et G marquée en 1983 par la dominance de Hercostomus celer. La régularité suit les mêmes tendances .

4-2-b . Evolution temporelle de la diversité et de la régularité dans chaque station :

Les indices de diversité calculés sur l'ensemble de l'année ont montré (paragraphe , 4-2-a) que les stations de bord d'étang présentent un peuplement plus riche , et plus diversifié que celui des stations de la chênaie-bétulaie . Les captures effectuées à l'aide des pièges à émergence ont par ailleurs montré que le sol des stations B et C accueillait beaucoup plus d'espèces de Dolichopodidae à l'état larvaire , que le sol de la forêt sèche . La diversité des Dolichopodidae circulant en bord d'étang est liée à l'existence sur place d'une diversité importante des larves . Cette richesse du sol en larves est exprimée dans les captures des pièges à émergence . En revanche , les biotopes forestiers montrent une faune circulante enrichie par rapport au faible lot d'espèces qui y passent . leur vie larvaire . La faune circulante dans la chênaie est donc mixte, constituée à la fois d'espèces ayant un développement dans l'humus de cette chênaie et d'autres à vie larvaire se déroulant dans la vase ou les substrats humides de l'aulnaie .

L'évolution mois par mois de la diversité a été suivie dans chaque station , à l'aide des mêmes descripteurs H', Hmax et R . Nous présenterons séparément les stations de bord d'étang et celles de forêt . Nous avons sur chaque graphique rapporté les observations aux mois de l'année en superposant 1982 . On observe dans la moitié des cas une bonne cohérence entre mai-juillet 1983 et juin - août 1982 , nous autorisant à y voir une allure générale de la variation saisonnière . Mais nous observons parfois aussi des variations inter annuelles plus ou moins marquées.

4-2-b-I . Stations de bord d'étang A,B,C (figure 27) :

Station A:

La période mai - juillet 1983 n'a pas été échantillonnée . A partir de juin l'indice de diversité diminue ; il remonte en septembre par augmentation de la régularité , alors que le nombre d'espèces diminue . En octobre , nombre d'espèces et diversité s'effondrent , en même temps que l'abondance (3 espèces , 5 individus) .

Station B:

Le nombre d'espèces augmente brusquement entre mai (7 espèces) et juin (34 espèces en 1982 , 33 espèces en 1983) puis diminue progressivement jusqu'en octobre (5 espèces) . Les indices de diversité et régularité sont très cohérents entre 1982 et 1983 ; la diversité montre un maximum en juin (3.38 en 1982 ; 3.80 en 1983) et un minimum en octobre (2.32) ; la régularité décroît de mai - juin (environ 0.70) à octobre (0.09) .

Station C:

Le nombre d'espèces évolue comme à la station B . Les indices de diversité et régularité montrent par contre un décalage entre 1982 et 1983 , mais dans l'ensemble diminuent du printemps à l'automne .

En conclusion, dans les trois stations proches du bord d'étang la diversité spécifique montre un pic en juin , puis diminue lentement jusqu'en octobre où elle devient très basse .

Les deux années observées sont cohérentes en B pour les trois descripteurs . Elles sont décalées en C pour l'indice de diversité et la régularité (plus fortes en 1983 qu'en 1982) , mais non pour le nombre d'espèces .

4-2-b-2. Stations forestières D,E,F,G (figure 27) :

Le maximum de diversité spécifique se décale vers juillet et août . Les stations D et E montrent une bonne cohérence entre deux années , sauf pour H' et R de la station D (plus forte en 1982 qu'en 1983) . Le maximum de diversité spécifique a lieu en juin et juillet ; le nombre d'espèces diminue ensuite graduellement jusqu'en octobre , alors que diversité et régularité montrent un second maximum en septembre .

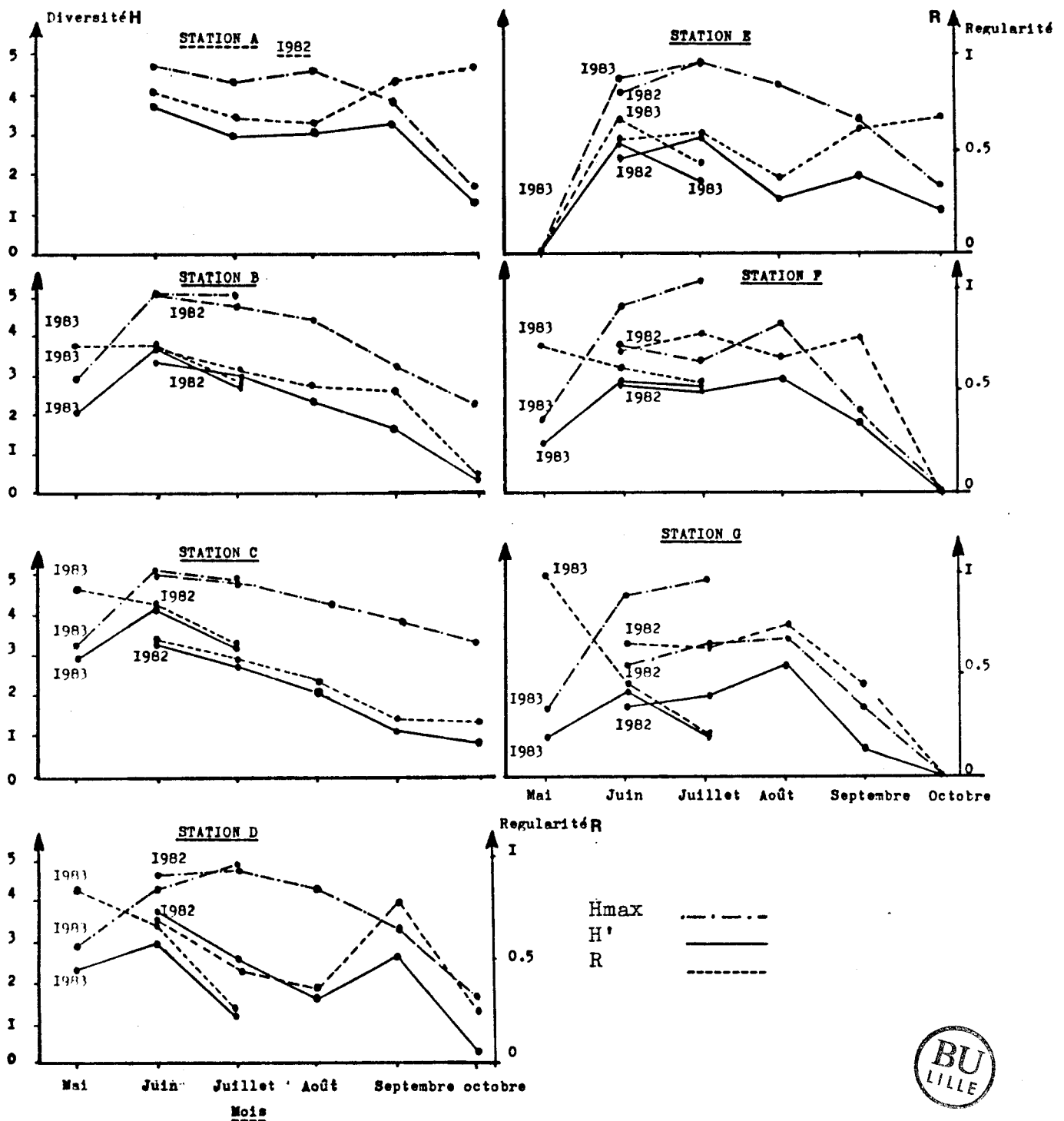


Figure 27 : Diversité observée (H'), diversité maximale ($H_{\max} = \log$ du nombre d'espèces), et régularité (R) de juin à octobre 1982, et de mai à juillet 1983, aux différentes stations (A à G).

Les stations F et G montrent un décrochement important entre 1982 et 1983 pour l'ensemble des paramètres de diversité . On observe une forte augmentation de mai à juin , suivie d'un palier marquant un maximum relatif en août . La diversité devient quasiment nulle en octobre .

En conclusion, l'évolution saisonnière de la diversité spécifique varie selon qu'on se trouve en bord d'étang , en forêt , en zone intermédiaire ou en olein forêt . Du bord d'étang vers la forêt , le maximum estival de la diversité se déplace de juin à juillet puis août , un pic supplémentaire se produisant en septembre aux stations intermédiaires grâce à de nouvelles générations des espèces habituellement abondantes : Hercostomus celer et Campsicnemus scamus , sur tout le transect , la diversité devient très faible ou nulle en octobre , en relation avec l'appauvrissement des ressources et la dégradation des conditions climatiques.

Le décalage entre les deux années est surtout visible en forêt pour les trois paramètres étudiés (valeurs plus fortes en 1983 qu'en 1982) et aux stations C et D pour les seuls indices de diversité et régularité (supérieurs en 1983 à la station C et en 1982 à la station D).

4-3-c. Comparaison des stations par mois :

En complément aux graphiques réalisés station par station, nous avons représenté les variations mois par mois des paramètres de diversité le long du transect . Les données sont les mêmes que précédemment , mais les résultats sont beaucoup moins nets dans cette représentation .

Les graphiques de la figure 28 confirment dans leur ensemble la diminution de diversité depuis le bord d'étang jusqu'en forêt sèche , démontrée aux paragraphes 4-1 et 4-2-a , mais avec de nombreuses inégalités : remontée de la diversité à la station E en juillet 1982 , à la station F en juillet et en août 1982 , à la station D en septembre 1983 . Le maximum de diversité est observé à la station C . On observe une remontée de la diversité en juillet à la station F et une récolte de Dolichopodidae nulle en mai . Ces graphiques ne donnent pas plus d'information que les profils observés sur l'année (figure 26) , et l'évolution saisonnière est entièrement décrite par les graphiques de la figure .

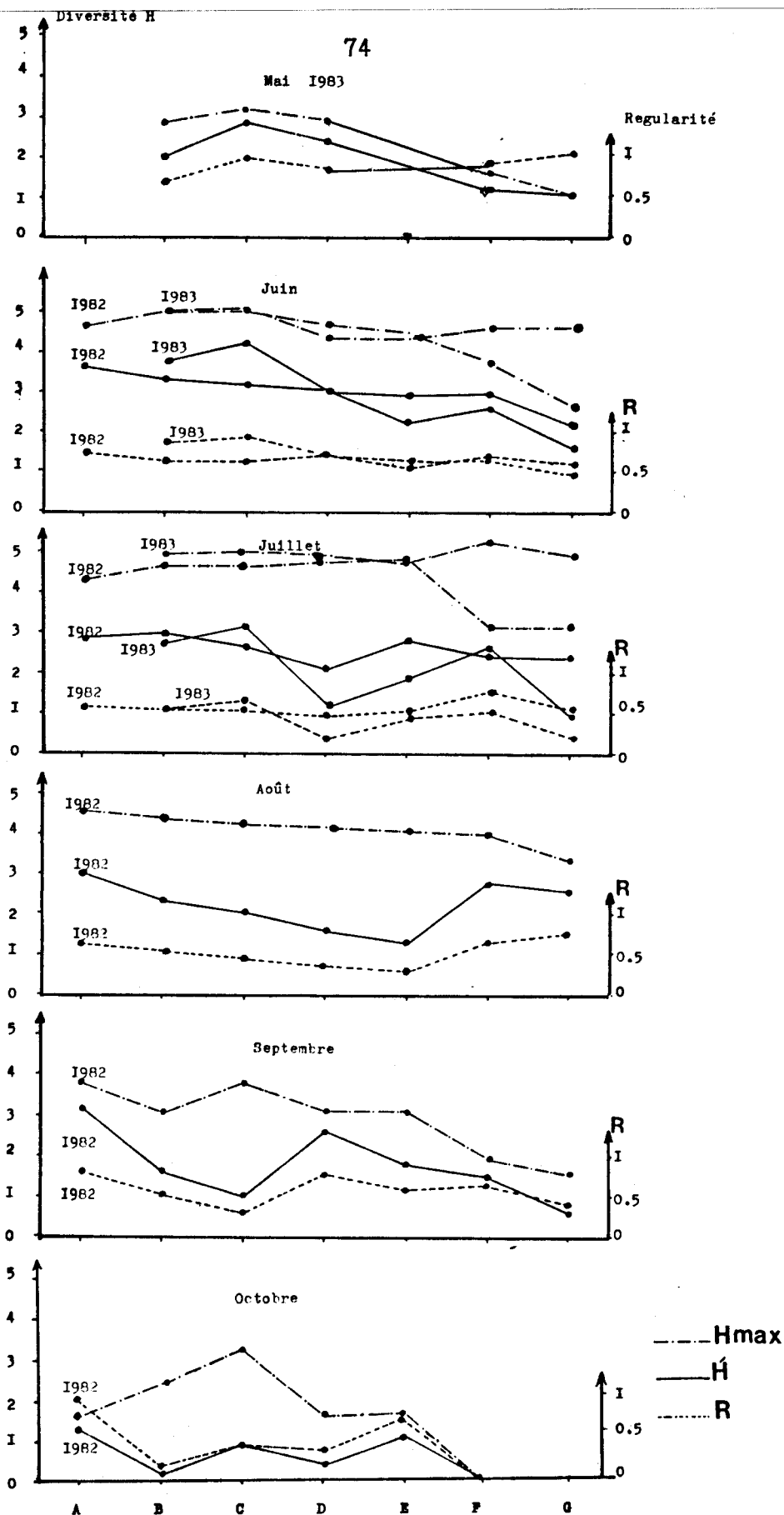


Figure 28 : Diversité observée (H'), et diversité maximale ($H_{max} = \log$ du nombre d'espèces) et régularité (R), calculées mois par mois de juin à octobre 1982 et de mai à juillet 1983, aux différentes stations (A à G).

4.3. Diagrammes Rangs - Fréquences (D.R.F.) .

Les indices de diversité et de régularité caractérisent globalement la structure du peuplement, mais sont trop synthétiques et ne révèlent ni la forme de la distribution des abondances spécifiques , ni la nature des espèces constitutives ; respectivement dominantes . Les diagrammes rangs - fréquences permettent d'apporter une description supplémentaire de la structure des peuplements . On sait qu'il existe une relation entre la pente de ces graphiques et l'indice de diversité , (FRONTIER, 1976, 1977), et les diagrammes permettent de suivre l'évolution spatio - temporelle des peuplements dans le sens de l'accroissement de diversité .

L'étude du peuplement des Dolichopodidae à l'aide des D.R.F se conforme au plan déjà utilisé pour l'étude de la diversité spécifique(cf, § 4.I) . Ces diagrammes ont été tracés d'une part sur les trois ensembles suivants :

- . totalité des stations de Juin à Octobre 1982 (Figure 29);
- . totalité des stations de Mai à Juillet 1983 (Figure 30);
- . totalité des stations de Juin 1982 à Juillet 1983 (Figure 31) .

D'autre part , sur des cumuls des relevés effectués par mois , par station etc, outre la structure quantitative , les diagrammes rangs - fréquences permettent une vision d'ensemble rapide de l'échantillon. à condition que l'on indique en face de chaque point (ou des quelques premières espèces) le nom de l'espèce présentée. Je n'indiquerai que les dix premières espèces . Le codage des noms d'espèces est donné dans le tableau 11 .

4.3.a. Comparaison des stations à l'échelle annuelle :

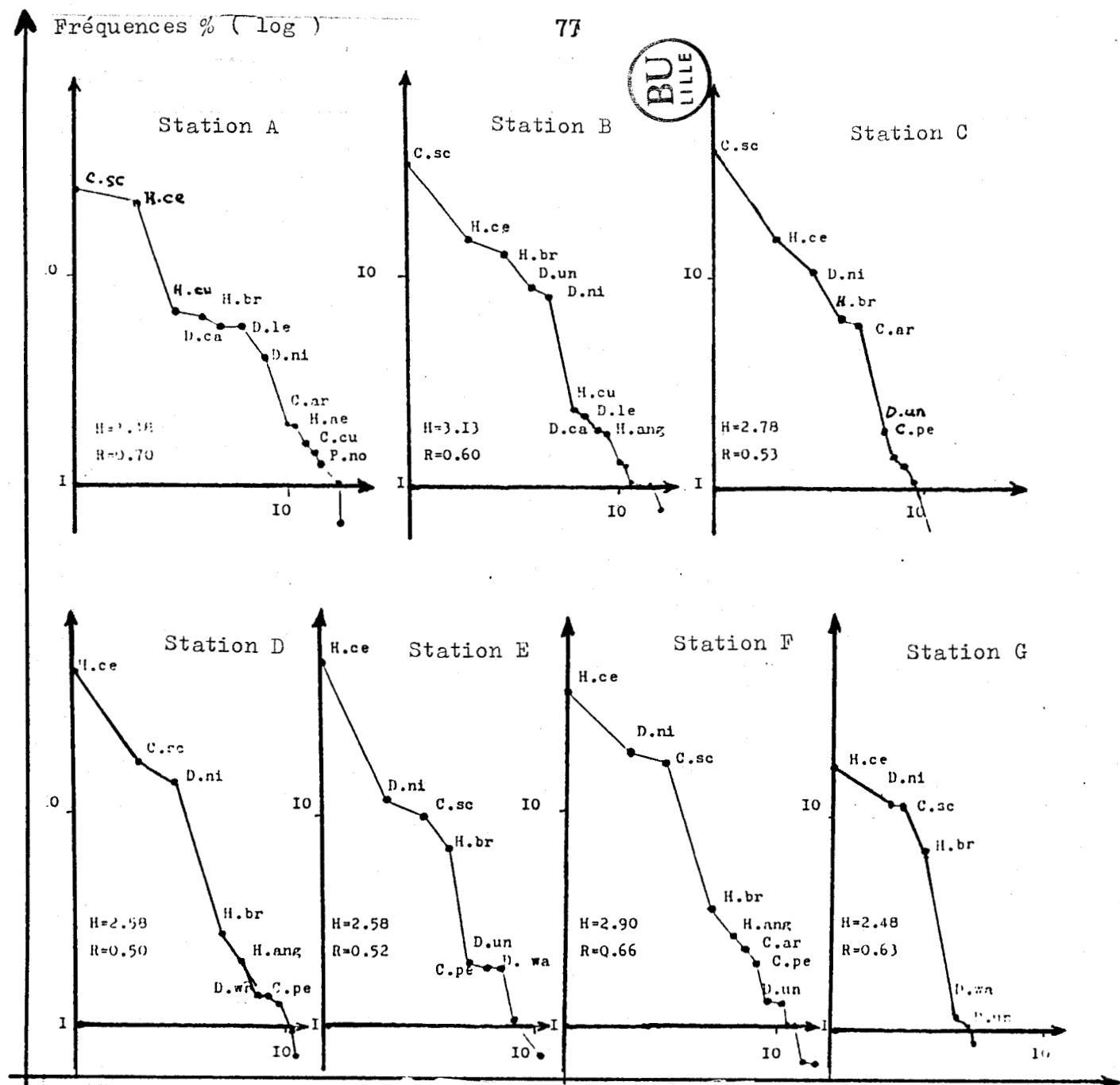
Les graphiques 29,30 et 31 , donnent l'ensemble des diagrammes rangs-fréquences tracés sur les cumuls des relevés dans chaque station , suivant les trois ensembles indiqués ci-dessus .

Station A. (1982 seulement), le graphique est convexe dans la partie gauche , représentant deux espèces fortement dominantes : Campsicnemus scamus et Hercostomus celer , et dans la partie droite du diagramme , l'alignement devient assez linéaire , représentant les espèces de moins en moins importantes : Hercostomus cupreus , Hercostomus brevicornis , Dolichopus campestris , Dolichopus lepidus , Dolichopus nigricornis etc..., la courbe est un type intermédiaire entre les types 1 et 2 de référence (figure 13).

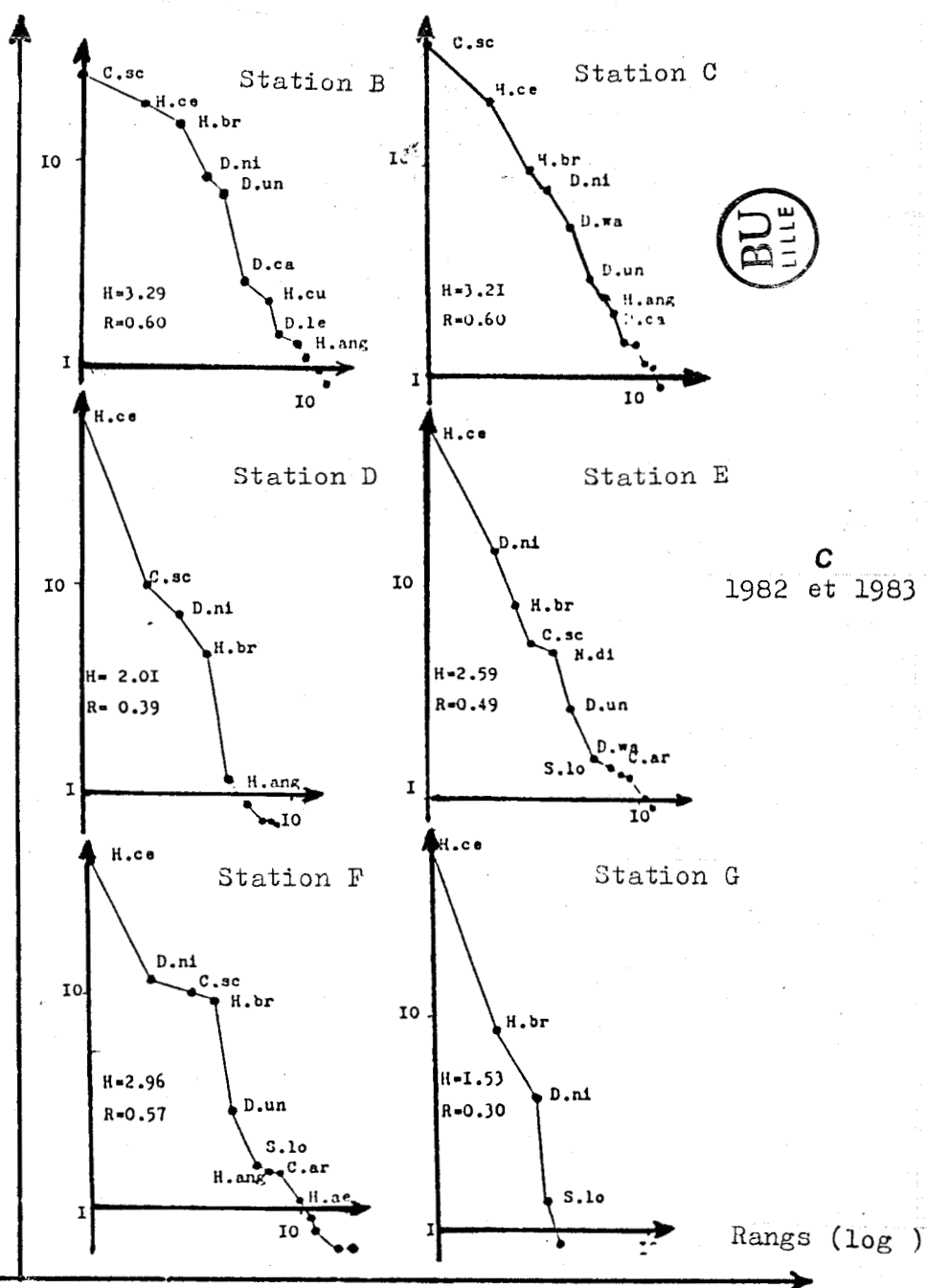
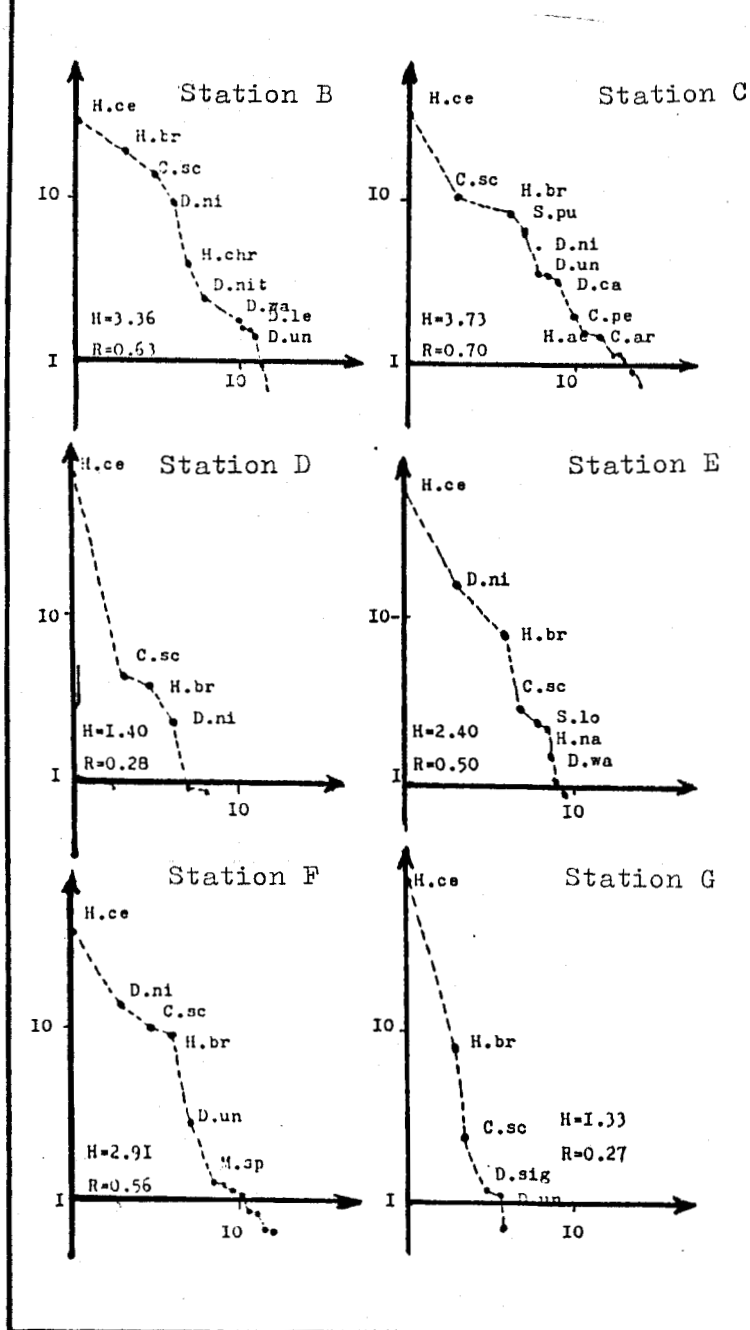
Tableau 11: LISTE DES ESPECES ET CODAGE UTILISE .

1- Dolichopus lepidus	D .le
2- Campsicnemus pectinulatus	C .pe
3- Campsicnemus scambus	C .sc
4- Syntormon pumilus	S .pu
5- Campsicnemus armatus	C .ar
6- Dolichopus unguatus	D .un
7- Dolichopus nigricornis	D .ni
8- Dolichopus wahlbergi	D .wa
9- Hercostomus celer	H .ce
10- Hercostomus chrysozygos	H .chr
11- Hercostomus brevicornis	H .br
12- Hercostomus angustifrons	H .ang
13- Argyra diaphana	A .di
14- Dolichopus nubilus	D .nu
15- Dolichopus popularis	D .po
16- Campsicnemus curvipes	D .cu
17- Hercostomus nanus	H .na
18- Hercostomus chalybeus	H .cha
19- Dolichopus campestris	D .ca
20- Dolichopus nitidus	D .nit
21- Dolichopus latelimbatus	D .la
22- Dolichopus simplex	D .sim
23- Hercostomus cupreus	H .cu
24- Argyra magnicornis	A .mag
25- Argyra argentina	A .ar
26- Hercostomus conformis	H .co
27- Medetera obscura	M .ob
28- Dolichopus signatus	D .sig
29- Dolichopus plumipes	D .pl
30- Medetera sp	M .sp
31- Hercostomus aerosus	H .ae
32- Poecilobothrus nobilitatus	P .no
33- Nematoproctus distendens	N .di
34- Sciopus longulus	S .lo
35- Tachytrechus notatus	T .no
36- Chrysotimus molliculus	C .mo
37- Porphyrops crassipes	P .cr
38- Anepsiomyia flaviventris	A .fl
39- Teuchophorus signatus	T .si
40- Hydrophorus bipunctatus	H .bi
41- Hydrophorus praecox	H .pr
42- Hypophyllus obscurellus	H .ob
43- Campsicnemus dasycnemus	C .da
44- Hercostomus / Ludovicus	H / L
45- Sympycnus sp	S .sp
46- Argyra argyria	A .arg
47- Xiphandrium macrocerum	X .ma
48- Medetera micacea	M .mi
49- Campsicnemus pusillus	C .pu
50- Campsicnemus filipes	C .fi
51- Argyra elongata	A .el
52- Sciopus platypterus	S .pla
53- Neurogona quadrifasciata	N .qu
54- Campsicnemus sp	C .sp
55- Melanostolus sp	M .sp
56- Thrypticus sp	T .sp

A
1982



B
1983



Figures 29 à 31 : Profils des diagrammes rangs-fréquences sur les cumuls des relevés effectués en :
A. 1982 aux stations A à G ; B. de mai à juillet 1983 aux stations B à G ;
C. de juin 1982 à juillet 1983 aux stations B à G .

Station B (tourbière à sphaignes) . Les diagrammes (1982 , 1983 , et 1982+1983) présentent une convexité régulière , traduisant une structure de type 2 , dominée par les mêmes espèces : Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Hercostomus brevicornis etc , permutant entre elles d'un diagramme à l'autre . Cette station est un site important de développement et d'émergence des larves des Dolichopodidae , et un site privilégié de circulation des adultes en quête de nourriture (nous les avons fréquemment observés à l'affut sur les feuilles de Rumex) . C'est également en bord d'étang , que les Dolichopodidae , comme les Empididae (famille voisine étudié par TREHEN (1971) , viennent effectuer leur parade nuptiale et leurs accouplement .

Station C . La convexité des diagrammes est moins prononcée qu'à la station B . Les mêmes espèces dominent , avec la même fréquence de permutation des rangs , notamment en 1983 où l'espèce forestière Hercostomus celer occupe le premier rang . La structure du peuplement des Dolichopodidae ressemble à celle des stations précédentes , étant intermédiaire entre type I et type 2 .

Au total, l'écosystème proche de l'étang (station A,B et C), tant en 1982 qu'en 1983 , est généralement de type 2 , riche en faune , très diversifié , avec les mêmes espèces dominantes : Campsicnemus scambus ; Hercostomus celer ; Dolichopus nigricornis ; Hercostomus brevicornis ; Hercostomus cupreus ; Dolichopus unguatus . Les adultes de Campsicnemus scambus sont actifs au bord d'étang et s'y multiplier . A partir de la station D , il faut noter l'importance particulière de l'espèce Dolichopus nigricornis , espèce active en sous-bois : les diagrammes rangs-fréquences montrent qu'elle passe progressivement du septième rang en bord d'étang (station A) au deuxième rang aux trois stations forestières (E,F et G) , il s'agit donc d'une espèce forestière , jouant un rôle important dans la zone de contact (C et D) à cause de sa mobilité .

Station D (contact avec l'aulnaie) . Les diagrammes montrent une concavité dans la partie gauche à cause de la dominance de l'espèce Hercostomus celer , suivie par deux autres espèces subdominantes : Campsicnemus scambus , Dolichopus nigricornis . En 1982 la structure est intermédiaire entre les types I et 2 ; en 1983 , la courbe est rectiligne , et la structure est de type I , dominé par la seule espèce Hercostomus celer . Le peuplement de cette station est donc moins structuré que les peuplements de bord d'étang , mais avec les mêmes espèces dominantes .

Station E (sèche, loin de bord d'étang) . Elle est faunistiquement moins riche que les stations subaquatiques . Les diagrammes se ressemblent entre eux et ressemblent aux diagrammes de la station D .

Station F . Les 3 courbes sont similaires . Elles montrent dans la partie gauche une concavité , avec les mêmes espèces dominantes que précédemment : dominance considérable de Hercostomus celer , mêmes espèces subdominantes , et une chute importante d'abondance à partir du quatrième rang . La structure est encore de type intermédiaire entre I et 2 .

Station G . Le diagramme de 1982 ressemble à celui de la station F : de type intermédiaire, avec dominance des mêmes espèces . Par contre, en 1983 , la courbe obtenue , très rectiligne et de pente forte , montre une très faible diversité , avec dominance considérable de Hercostomus celer , et une structure de type I .

L'écosystème de la station G a donc une structure " juvenile" en 1983 alors qu'il était " mature " en 1982 , alors qu'aux autres stations la structure est restée à peu près la même . Rappelons que la limite étang-forêt sèche s'est déplacée entre 1982 et 1983 (station A inondée en 1983) ; le peuplement de la station G n'est mature que quand celle-ci est suffisamment éloignée de la limite effective étang - forêt .

4.3.b. Comparaison des stations par mois :

Les figures 32 et 33 montrent la structure des peuplements aux différents mois de 1982 et aux différentes stations . Les diagrammes rangs-fréquences effectués sur les cumuls des relevés par station et par mois , entre Juin et Septembre 1982 , visualisent l'évolution dans le temps de chaque station ainsi que de l'ensemble du transect .

4.3.b.I. Stations de bord d'étang A,B, et C ,(Figure 32 ____) .

Les diagrammes rangs-fréquences de Juin montrent une convexité très régulière , accentuée surtout aux stations A et B . La structure est de type 2 . Elle correspond à un écosystème mûr , faunistiquement riche et très

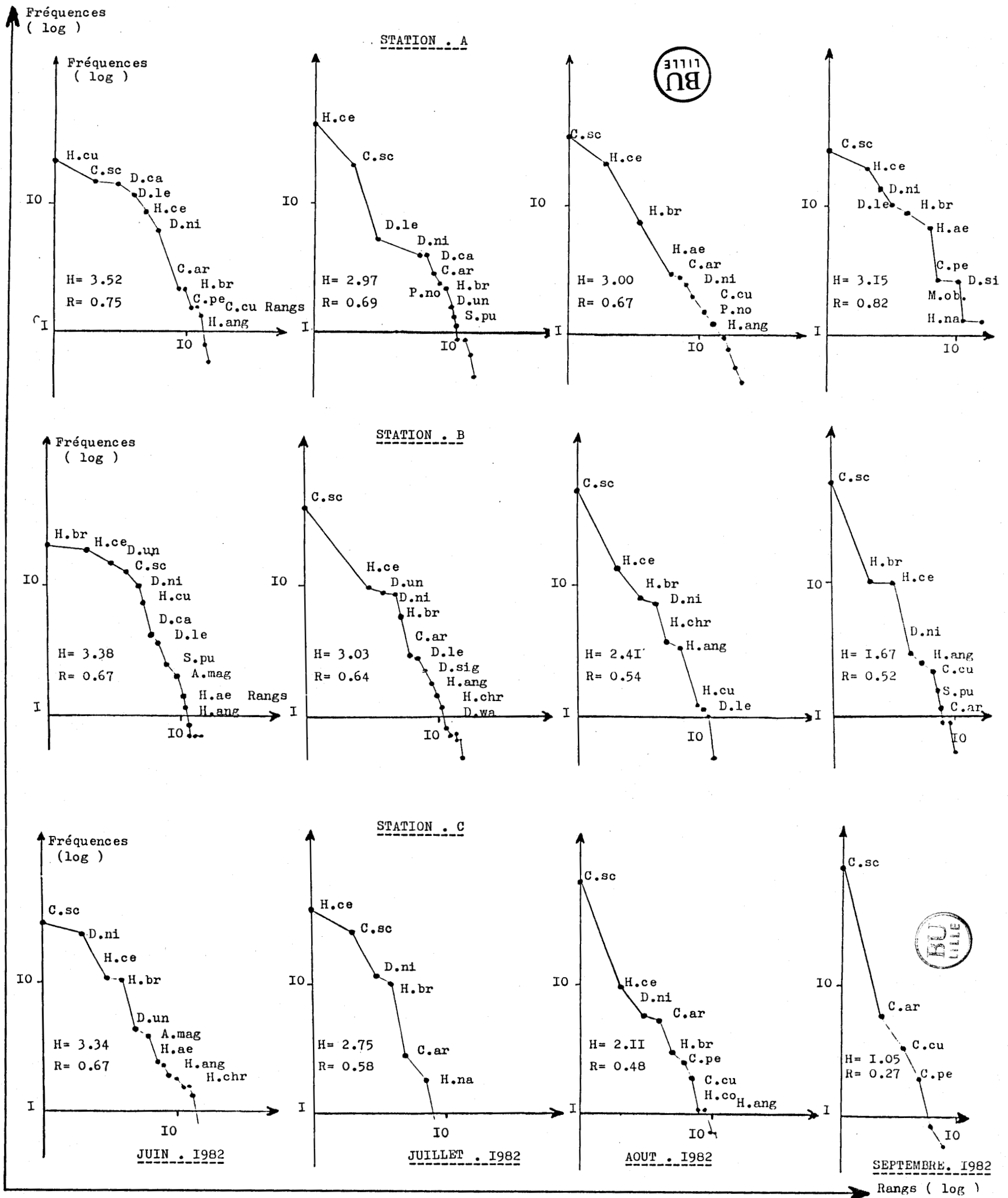


Figure 32 : Profils des diagrammes rangs - fréquences , tracés mois par mois de juin à septembre 1982, aux stations A,B et C .

diversifié . La répartition des espèces est très régulière, mais les espèces occupant les deux premiers rangs sont différentes d'une station à l'autre .

Le peuplement de juillet et d'août est moins structuré qu'en juin . les diagrammes , intermédiaires entre les allures 1 et 2 , montrent une concavité dans la partie gauche , due à un petit nombre d'espèces dominantes par exemple , Campsicnemus scambus et Hercostomus celer , occupant les deux premiers rangs ; les parties droites des courbes sont régulières . L'écosystème est plus riche faunistiquement qu'en juin .

En septembre, le diagramme de la station A redevient convexe , avec une composition en espèces identique à celle de juin : il s'agit de l'arrivée d'une seconde génération de ces espèces . Au contraire, aux stations B et C les diagrammes redeviennent plus verticaux qu'en juillet - août ; avec une appauvrissement faunistique . Le transect A,B,C montre très nettement une évolution vers une structure de moins en moins complexe de l'étang vers la forêt . L'enrichissement faunistique de septembre est donc uniquement au bord d'étang .

En conclusion , l'ensemble de la figure 32 , montre une évolution de diagrammes d'une allure très convexe (station A et B en juin) vers une allure rectiligne très verticale (maximale en septembre station C) , cette évolution s'observant à la fois de A vers C et de juin vers septembre. On observe une nette ressemblance entre les diagrammes :

. Août station A, Juillet station B, Juin station C

. Septembre station A, Août station B, Juillet station C

.

Septembre station B, Août station C .

4.3.b.2. Stations forestières D,E,F,G: (Figure ³³) .

Une courbe convexe (avec forte diversité) est observée à la station de contact D en juin . Cette allure fait place aux mois suivants pour D et sur toute la période pour E , à des diagrammes présentant une concavité dans la partie gauche . Cette concavité est due à la dominance d'une espèce Dolichopus nigricornis en juin , ou Hercostomus celer en juillet- août ainsi qu'en septembre à la station E. La concavité disparaît , remplacée par un diagramme presque rectiligne à la station D à partir d'août, et pour toute la période aux stations de forêt F et G (à l'exception de la station G en août, qui donne un diagramme convexe et une diversité à nouveau élevée) .

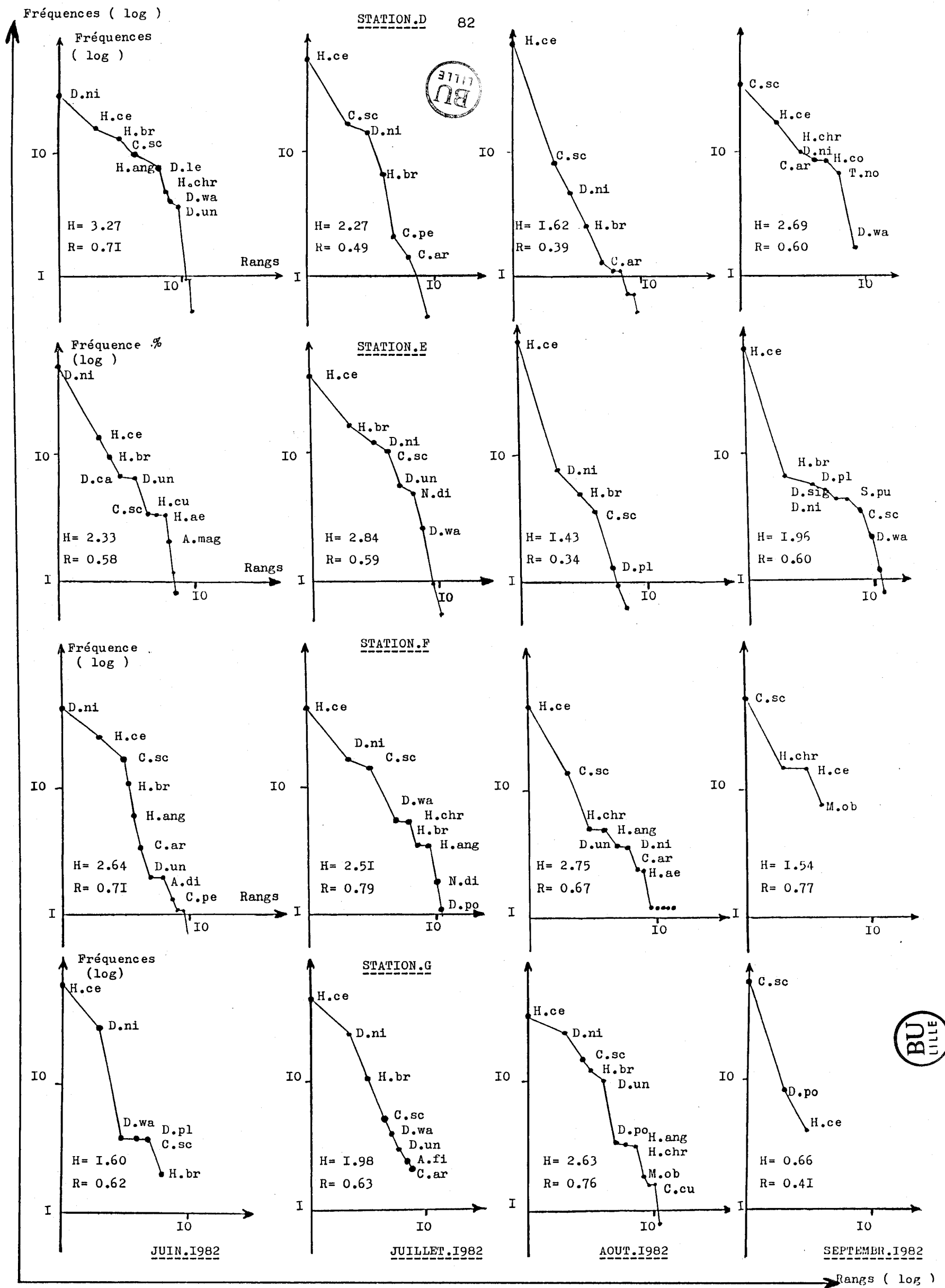


Figure 33 : Profils des diagrammes rangs - fréquences, tracés mois par mois de juin à septembre 1982, aux stations D, E, F, et G .

Les 4 espèces dominantes sont les mêmes au long du transect et pour toute la période : Hercostomus celer ; Campsicnemus scambus ; Hercostomus brevicornis et Dolichopus nigricornis . Ces espèces étaient aussi abondantes aux stations de bord d'étang , mais avec des rangs différents :

Hercostomus celer: était le plus souvent au deuxième rang dans les stations de bord d'étang . En forêt , elle vient au premier rang en Juillet et Août à toutes les stations ; en Septembre elle reste au premier rang à la station E mais se raréfie ailleurs . En 1983 elle a été capturée massivement en forêt (plus de 80 % de l'effectif total des Dolichopodidae) . Espèce typiquement forestière .

Campsicnemus scambus: était aux stations de bord d'étang au premier rang pendant les mois de Juillet à Septembre . Elle y avait aussi été capturée massivement en émergence . En forêt , l'espèce ne vient au premier rang qu'en Septembre et sauf à la station E , c'est une espèce typique du bord d'étang , n'enrichissant la forêt qu'à la fin de l'été .

Hercostomus brevicornis: en bord d'étang , a un rang éloigné sauf en Juin à la station D , où elle est au premier rang . En forêt elle a le plus souvent un rang compris entre 2 et 4 , mais se raréfie ou disparaît dans la forêt sèche à la fin de l'été .

Dolichopus nigricornis:(très importante par sa mobilité) et au premier rang en Juin aux stations D, E , F et au second ou troisième rang en Juin à la station G et en Juillet - Août aux autres stations forestières . En bord d'étang elle avait généralement un rang compris entre 4 et 7 . En Septembre elle devient rare aux stations de lisière D et E et disparaît en F et G . Cette répartition spatio-temporelle confirme son caractère d'espèce de lisière , très mobile en forêt , à abondance maximale en Juin et minimale en Septembre .

Pour plus de détail phénologique et chorologique sur ces espèces et quelques autres également fréquentes , voir plus haut (cf§ 3-2-4) .

En conclusion , pour l'ensemble des stations du transect la structure du peuplement , décrite par des diagrammes rangs-fréquences, passent d'une allure nettement convexe en bord d'étang et en début d'été , à des

allures rectilignes : en Septembre à toutes les stations sauf la station A , en forêt sèche à tous les mois de la période étudiée . Le passage entre allure convexe et allure rectiligne se fait souvent par un intermédiaire légèrement concave , dénotant la dominance importante d'une espèce.

Les espèces les plus fortement dominantes sont les mêmes en bord d'étang et en forêt , mais les rangs permutent d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre , indiquant de quelle façon ces espèces dominantes se partagent l'espace et le temps . Contrairement à ce qui a été décrit pour les Dolichopodidae de milieu prairial (BRUNEL, 1987), il n'a pas été observé que certaines espèces se répartiraient plutôt selon le temps tandis que d'autre plutôt se répartiraient dans l'espace .

Pour récapituler l'évolution de la diversité en forêt, on constate qu'elle est maximale (avec des diagrammes convexes) en Juin à la station D, en Juillet à la station E , en Août aux stations F et G , en Septembre à la station D .

4.3.c. Comparaison des structures de peuplement de Juin et Juillet en 1982 et en 1983 .

Nous pouvons comparer les deux années d'échantillonnage sur la base des récoltes de Juin et de Juillet (station A exclue , puisqu'elle n'a été occupée qu'en 1982) : des diagrammes rangs-fréquences ont été construits sur les relevés cumulés de ces deux années en Juin et Juillet .

4.3.c. I. Stations de bord d'étang B et C :

La figure 34 , présente les diagrammes tracés pour les stations B et C . A la station B l'allure des courbes est très similaire , très régulière et comprend deux parties convexes , successives séparées par une baisse rapide d'abondance . La première convexité correspond aux 5 espèces dominantes : Hercostomus celer ; Campsicnemus scambus ; Hercostomus brevicornis ; Dolichopus nigricornis ; Dolichopus unguatus (avec des permutation de rangs entre les deux années). La seconde convexité correspond à une d'espèce accompagnatrice à abondances voisines les unes des autres . Les deux " paliers " correspondent essentiellement à des permutations d'espèces d'une station à l'autre et d'une date à l'autre , comme cela a été décrit plus haut (conclusion) .

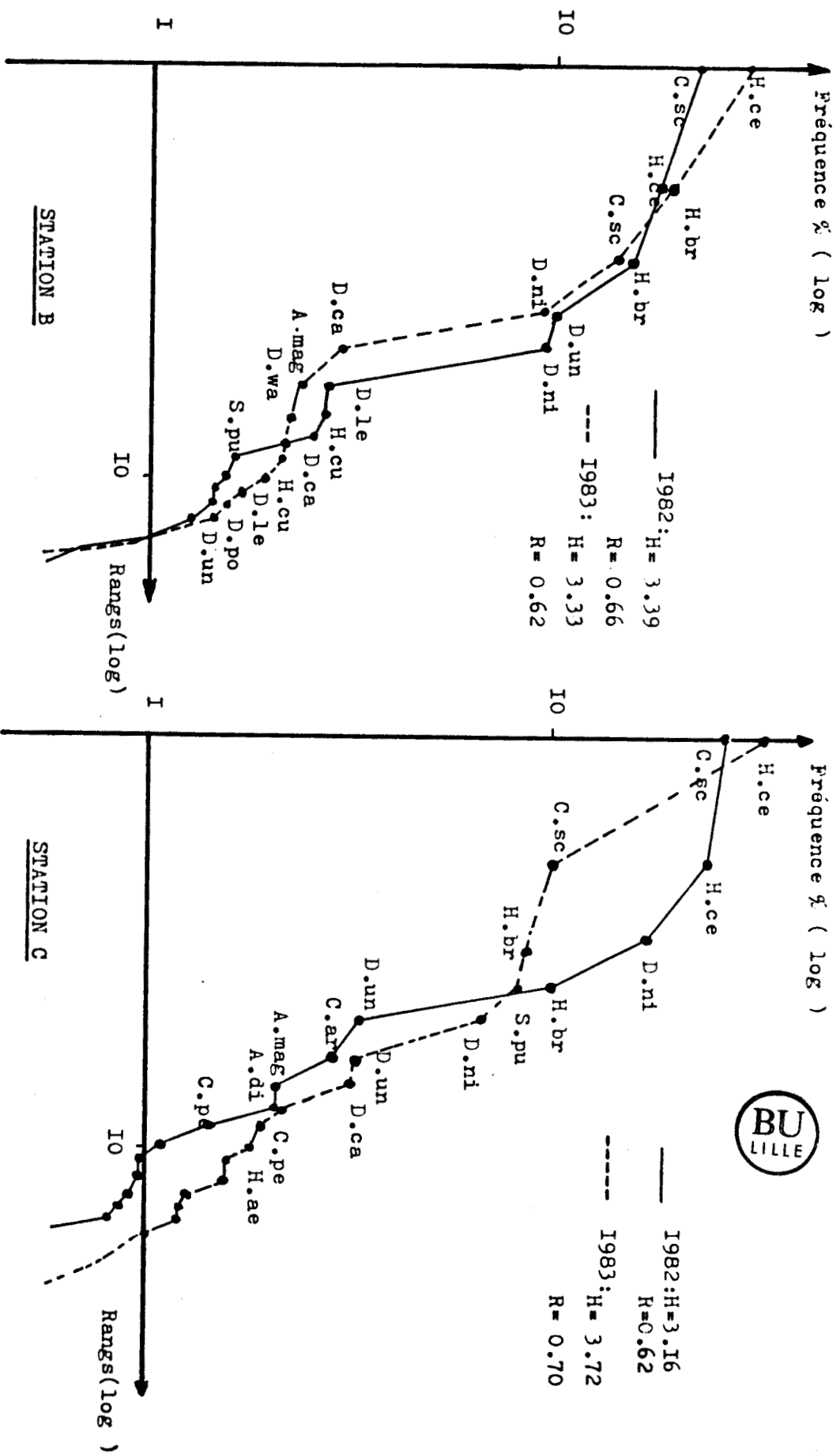


Figure 34 : Profils des diagrammes rangs - fréquences , tracés sur les cumuls de relevés effectués en juin et juillet 1982 et en 1983 , aux stations B et C .

A la station C , le diagramme rang - fréquence de Juin - Juillet 1982 est convexe alors que celui de 1983 est concave . Les deux sont assez régulières traduisant une structure de dominance peu importante en 1982 , importante en 1983 , mais avec les mêmes quatre premières espèces .

4.3.c.2. Stations forestières D,E,F,G, (Figure 35).

Les diagrammes rangs-fréquences tracés pour les stations forestières sont contrairement à ceux des stations subaquatiques , très rectilignes, et assez ressemblables d'une année à l'autre , les pentes sont généralement plus fortes en 1983 qu'en 1982, surtout aux stations D et G à l'exception de la station F , cela dûe à la dominance considérable de l'espèce , Hercostomus celer (plus de 80 % de l'effectif total) . La diversité spécifique est très faible en D et G en 1983 , et relativement élevée en 1982 ($H' = 2.72$) et en station E 1982 et 1983 ou H' est supérieure à 2.50, ainsi qu'en F . L'ensemble des stations présente une structure entre le type plutôt intermédiaire en 1982 , ainsi qu'en E et F 1983 , et de type I en D et G 1983 . Une seule espèce Hercostomus celer est au premier rang aux différentes stations , dans les deux années .

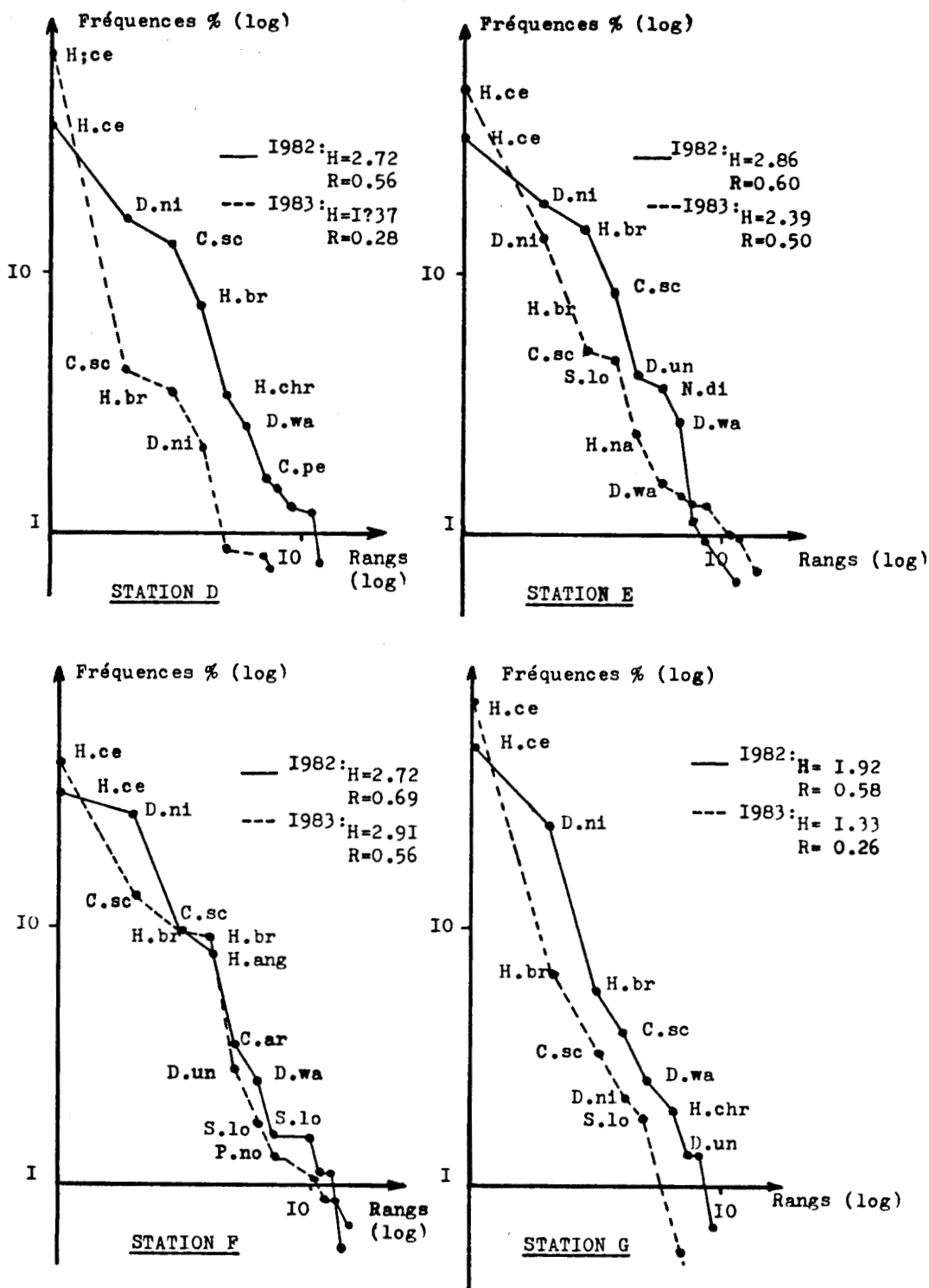


Figure 35: Profils des diagrammes rangs - fréquence, tracés sur les cumuls des relevés effectués en juin et juillet 1982 et en 1983 aux stations D, E, F et G.

4-4. Conclusion:

Les peuplements respectifs de l'aulnaie et de la chênaie -bétulaie semblent évoluer de façon dépendante . La diversité spécifique est plus élevée en bord d'étang qu'en forêt et en début d'été qu'à l'automne ; cela est dû à l'augmentation de la richesse spécifique lors des deux étés successifs (1982 et 1983) .

Les stations de bord d'étang montrent une bonne cohérence pour l'indice de diversité et de la régularité en juin et juillet ce qui explique une stabilité faunistique aux stations de bord d'étang , car ces stations accueillent beaucoup des larves de Dolichopodidae , et sont des sites privilégiés de développement des larves et de circulation des adultes de Dolichopodidae . Par contre , en forêt on observe un décalage important entre les deux étés pour les trois paramètres (H', Hmax et R) . Le décrochement observé dans les stations forestières est dû d'une part à la dominance d'une seule espèce typiquement forestière : Hercostomus celer , et d'autre part , à la diminution de leur richesse spécifique .

La diversité spécifique diminue progressivement dans l'espace et dans le temps c'est-à-dire du bord d'étang vers la forêt et du début d'été vers l'automne où la valeur de la diversité est quasiment nulle en octobre (à l'exception de la station A , station purement aquatique) . En A , on observe en effet une augmentation de la diversité : cette augmentation est due à l'augmentation de sa richesse spécifique (14 espèces) .

Du point de vue synthétique , les résultats des diagrammes rangs-fréquences confirment ceux obtenus à partir de l'indice de diversité et de la régularité . L'écosystème proche de l'étang présente lors de deux étés successifs un diagramme convexe qui correspond à un type 2 ; le peuplement observé est faunistiquement riche , très diversifié et bien structuré . La distribution des espèces est très régulière . Ces phénomènes rendent compte de l'importance particulière de l'aulnaie , site préférentiel pour le développement des larves et de circulation des adultes, de Dolichopodidae . Ces insectes y effectuent leur parade nuptiale et

leur accouplement . Par contre , en forêt (chênaie-bétulaie) , les diagrammes présentent une concavité dans la partie gauche qui correspond à dominance d'une seule espèce , et le peuplement a une structure de type intermédiaire entre les types 1 et 2 . Ce peuplement est moins riche que celui de bord d'étang . Par exemple , l'écosystème des stations D et G a une structure " juvenile " en 1983 et présente un diagramme de type 1 car cette structure est dominé par une seule espèce : Hercostomus celer (plus de 80 % de l'effectif total) .

Pour l'ensemble des stations du transect , la structure du peuplement décrit par les diagrammes rangs-fréquences passe d'une allure nettement convexe en bord d'étang et en début d'été , à une allure rectiligne en septembre à toutes les stations sauf station A où on observe une allure semblable celle de juin . Ceci est du à l'augmentation de la richesse spécifique de cette station qui liée à l'arrivée de nouvelles générations des espèces les plus abondantes . Par contre , en forêt sèche le passage d'une allure convexe à une allure concave se fait par une allure intermédiaire légèrement concave dénotant la dominance d'une seule espèce .

Les espèces les plus fortement dominantes sont les mêmes en bord d'étang et en forêt , mais avec des permutation des rangs d'une station à l'autre ou d'un mois à l'autre , ces espèces sont : Hercostomus celer ; Campsicnemus scambus ; Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis .

Du point de vue global , les diagrammes rangs-fréquences ont été construits sur l'ensemble des relevés de 1982 (figure 36) séparément pour les stations de bord d'étang (A,B et C) et de forêt (D,E,F et G) . On observe que les deux courbes sont presque parfaitement superposées sur les 4 premiers rangs (mêmes quatre espèces permutant entre elles d'un biotope à l'autre) .

Les deux diagrammes s'éloignent ensuite l'un de l'autre , le bord d'étang montre une distribution rectiligne en continuité avec celles des 4 espèces . Au contraire, le peuplement forestier montre une cassure dénotant une diminution d'abondance des espèces de rang supérieur à 4 donc une diversité plus faible qu'en bord d'étang .

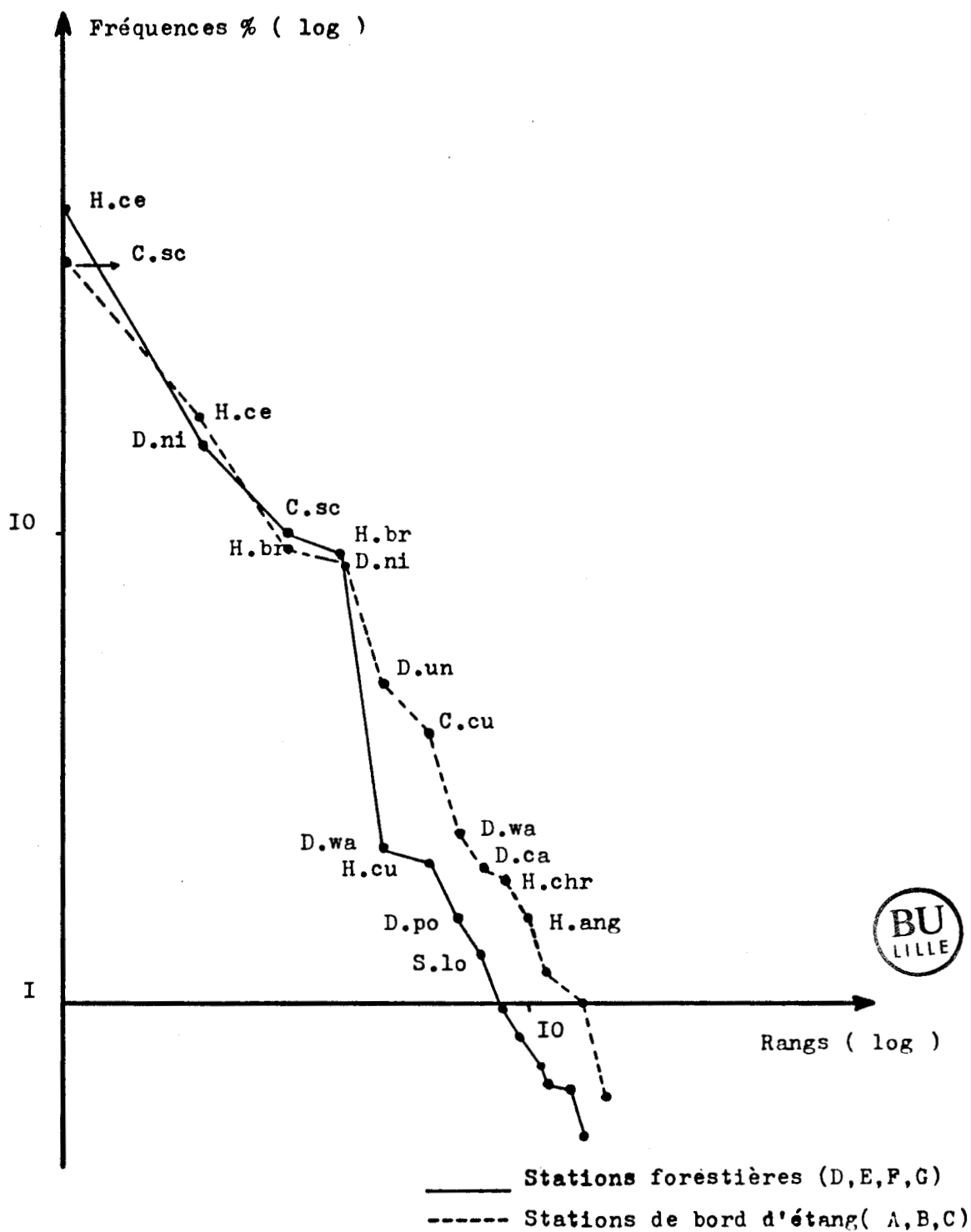


Figure 36 : Profils des diagrammes rangs - fréquences , tracés sur les cumuls des relevés effectués dans les stations de bord d'étang (A,B et C) , ainsi qu'en forêt (D,E,F et G) en 1982 .

Cette façon d'étudier la distribution des espèces dans les deux milieux confirme donc le classement des espèces en deux stocks :

Un stock de 4 espèces abondantes , les mêmes pour les deux milieux, montrant une même distribution , mais avec un ordre d'abondance différent,

Un stock d'espèces accompagnatrices , dont la distribution est nettement différente en bord d'étang et en forêt , avec une diversité nettement inférieure en forêt qu'en bord d'étang .

L'identité faunistique des deux biotopes est bien confirmée et caractérisée , alors que les espèces principales et quelques espèces du cortège sont les mêmes .

La différence existant entre les deux écosystèmes , étang et forêt est due au comportement des insectes ou à une certaine hétérogénéité du milieu . Le peuplement de Dolichopodidae est donc très hétérogène, car la diversité spécifique varie entre des limites très larges ceci peut être considéré comme un peuplement déséquilibré monopolisé par certaines espèces .

CHAPITRE V

ETUDE DE LA VARIABILITE

ETUDE DE LA VARIABILITE- Généralités :

La répartition des populations d'insectes (larves ou adultes) est rarement aléatoire, mais généralement contagieuse , par formation d'agré-gats de tailles et de densités variables . Cette répartition hétérogène des insectes rend nécessaire l'utilisation des réplicats lors de l'échan-tillonnage d'une station . La comparaison des stations (Variabilité inter - stations) ne sera en effet efficace que si l'on connaît au préalable la variabilité intra-stations . Celle-ci a des causes diverses parmi lesquelles:

- . des causes éthologiques : comportement agrégatif des larves ou inversement ,évitement voire agressivité entre individus ;
- . des causes nutritionnelles : les individus tendent à se concentrer dans les microsites où abondent les ressources nutritives ;
- . d'autres causes : présence des sites de nidification , de reposoirs de points d'affût dans le cas des prédateurs ,etc,

De plus , la microrépartition rend compte de phénomènes de compéti-tion ou de coopération (intra, inter spécifiques) . Enfin, à la variabi-lité propre aux populations s'ajoute une variabilité liée à l' action du piègeage , et en particulier à l'utilisation de pièges ayant des effica-cités variant selon les endroits où ils sont mis en place . Dans notre cas ,on sait par exemple qu'un piège coloré posé à l'ombre capture moins d'espèces héliophiles qu'un piège identique placé au soleil .

Les captures (ont ici été effectuées par des pièges jaunes donc sur des animaux en cours de déplacement : il serait donc plus exact de parler de " microrépartition de captures " plutôt que de microrépar-tition des insectes " , car cette microrépartition traduit une contagion des proies potentielles et l'existence de voies préférentielles de déplace-ment pour chacune des espèces étudiées .

L'étude de la variabilité consistera à déterminer les caractères statistiques empiriques des distributions de fréquences obtenues à partir de séries d'échantillons répétés dans les mêmes circonstances (ou réplicats).

Après dénombrement des organismes , une relation stochastique entre la moyenne et la variance doit être établie . Cette relation généralement exprimée par un diagramme log moyenne - log variance (cf § 2-3-3),

nous permet de déterminer mathématiquement la transformation non linéaire à appliquer aux données initiales afin de normaliser leur distribution et stabiliser leur variance (FRONTIER , 1973; 1978/1979). Les diagrammes seront établis : espèce par espèce , puis station par station. Chaque couple moyenne - variance , donnant un point du nuage du graphique,

est calculé à partir des dénombrement d'une espèce dans les 5 pièges jaunes d'une station , pour une période de 10 jours (pas d'échantillonnage).

Nous regrouperons les points successivement :

. par espèce (toutes les stations et dates réunies) pour les 4 espèces les plus abondantes : Hercostomus celer ; Campsicnemus scambus ; Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis .

par station : stations A à E (toutes les espèces et dates mêlées) .

5.1. Diagrammes log moyenne - log variance par espèce :

Les diagrammes ont été tracés , à partir de la totalité des récoltes pour les 4 espèces les plus abondantes : Campsicnemus scambus; Dolichopus nigricornis ; Hercostomus celer ; Hercostomus brevicornis . Ces diagrammes sont données en annexe (annexes 21 à 24).

D'après TAYLOR (1961) , la pente b du nuage de points tracés en coordonnées log - log permet d'établir la relation existant entre moyenne et variance , et de juger du type de répartition de l'espèce dans l'ensemble des milieux . Les pentes obtenues sont les suivantes :

b = 1.79	pour <u>Campsicnemus scambus</u>
b = 1.80	- <u>Dolichopus nigricornis</u>
b = 2.40	- <u>Hercostomus celer</u>
b = 2.10	- <u>Hercostomus brevicornis</u>

Ces valeurs des différentes pentes montrent que la variance croît avec la moyenne . Pour les pentes voisines de 2 , nous avons essayé diverses transformations de la forme : $Y = \log^p(x+1)$. Cependant il s'est avéré que la simple transformation $\log(x+1)$, c'est-à-dire $p=1$, se montre très satisfaisante pour stabiliser la variance et normaliser les distributions, comme on peut s'en rendre compte sur les graphiques (moyenne - variance) effectués après cette transformation . Ces graphiques sont donnés aux annexes 25 à 28 .

Les quatre espèces principales ont une répartition de type contagieux Hercostomus celer et Hercostomus brevicornis ont un plus fort degré d'agrégation indiqué par des fortes valeurs des pentes calculées sur les diagrammes log moyenne - log variance : respectivement 2.40 et 2.10 . Les deux autres espèces , Campsicnemus scambus et Dolichopus nigricornis, avec des pentes de 1.79 et 1.80 , ont une répartition moins contagieuse .

Cependant , l'intervalle de confiance à 95 % de la pente $b = 2$, calculé à partir de l'écart - type de la pente (SCHERRER , 1984) :

$$\sigma(b) = b \frac{\sqrt{1-r^2}}{N-2}$$

est égal à $(b \pm 2 \sigma(b)) = (1.62 ; 2.38)$. Une seule espèce, Hercostomus celer , diffère donc significativement (au seuil de 5 %) de la pente $b = 2$, correspondant à une transformation log , (Figure 37)

La différence des degrés de contagion a des raisons multiples: des raisons d'ordre éthologiques d'une part , et des raisons d'ordre alimentaires d'autre part . La microrépartition des Dolichopodidae est certainement en relation avec celle de ses proies : microdiptères tels que Chironomidae (abondants en bord d'étang ou Sciaridae (en forêt) .

5.2. Diagrammes log moyenne-log variance par station, toutes les espèces mêlées:

Indépendamment des propriétés de chaque espèce , on va chercher à savoir s'il existe des différences de microrépartition au sein de chaque station . Les diagrammes ont été tracés pour les stations de bord d'étang (A,B et C) et pour deux stations forestières (D et E) , les graphiques sont donnés en annexe(annexes 29 à 33) , les effectifs faibles enregistrés en G et F ne permettent pas d'obtenir des diagrammes interprétables. Les pentes calculées en log - log sont les suivantes :

-station :	A	B	C	D	E
b	2.15	2.00	1.72	2.00	1.77

Lorsque les pentes sont voisines de 2 , la transformation $\log(x+1)$ appliquée aux données initiales conduit à une bonne stabilisation de la relation moyenne-variance (nuage sans pente) quelle que soit la station annexes (34 à 38) . Le maximum de contagion ($b = 2.15$) est observé en milieu ouvert (station A) . A défaut d'explication de cette variabilité par des paramètres classiques tels que l'éclairement , on ne peut que conclure au caractère aléatoire des variations de la contagion ,

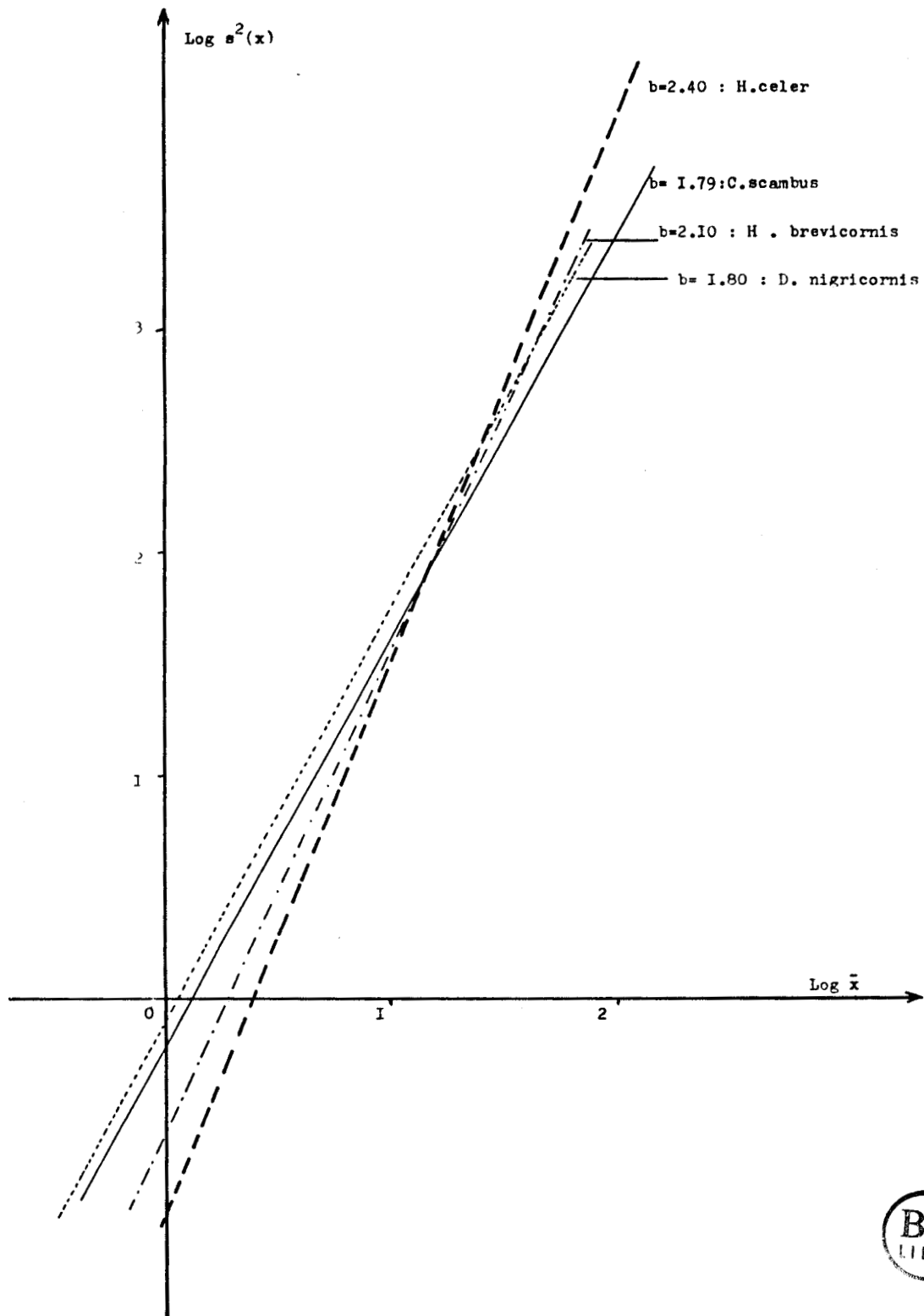


Figure 37 : Pentas des nuages log moyenne - log variance des 4 espèces principales .

ou supposer l'existence de paramètres difficiles à mesurer tels que des turbulences locales d'air .

5.3. Diagramme log moyenne - log variance général :

Le diagramme constitué pour l'ensemble des stations et pour les 4 espèces bien représentées (Figure 38) en log - log , a une pente très proche de 2 : $b = 1.94$. Le nuage de points est allongé de façon rectiligne , comme en atteste le coefficient de corrélation linéaire : $r = 0.89$. La transformation $Y = \log (x + 1)$, requise pour une pente $b = 2$, est donc bien adaptée , et aboutit à la stabilisation de variance des données ainsi transformées , (Figure 39) .

En conclusion , quelque soit l'angle sous lequel on analyse la micro-répartition , on conclut à l'application de la transformation classique de type : $Y = \log (x + 1)$. On adoptera donc **cette transformation** au chapitre suivant dans les calcul de l'indice de similarité quantitative de Gower, qui exige l'emploi de données normalisées , (LEGENDRE et LEGENDRE , 1984).

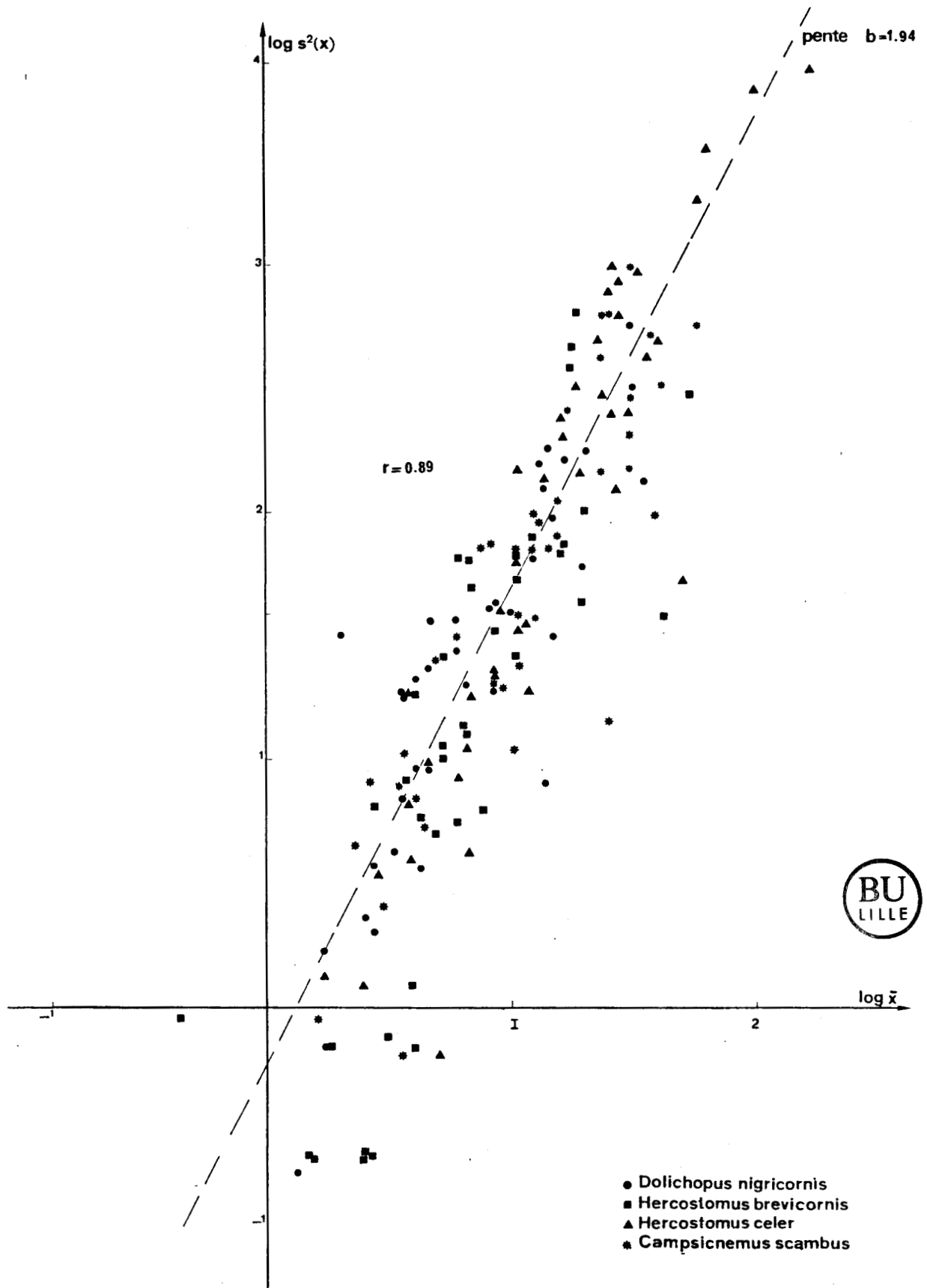


Figure 38 : Diagramme log moyenne - log variance général , pour les espèces principales ,relevés I à 9 , stations A à E , 1982 .

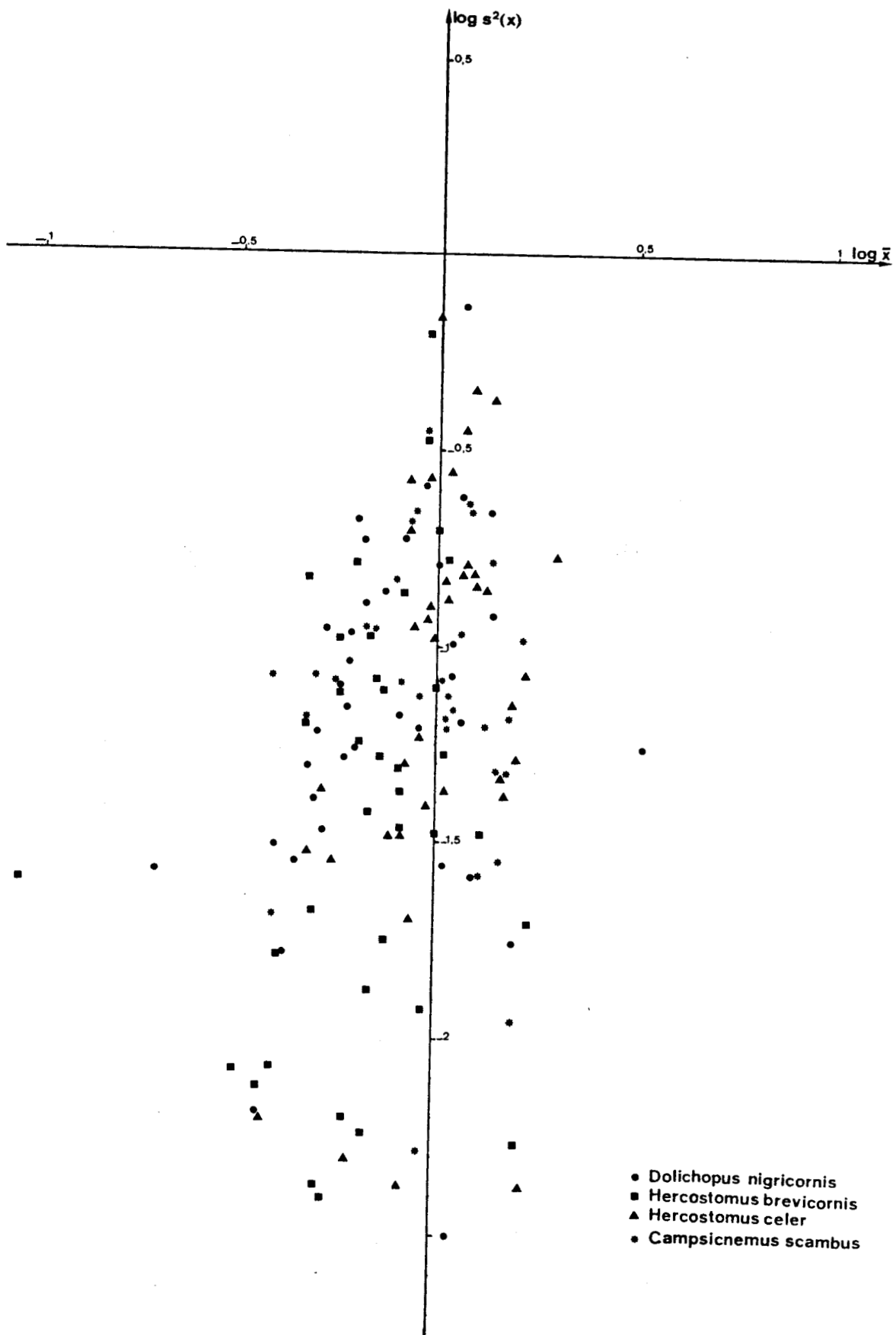


Figure 39 : Diagramme log moyenne - log variance général, pour les données transformées en $\log (x + 1)$, pour les 4 espèces principales, dans toutes les stations A à E, en 1982.

CHAPITRE VI

ANALYSE MULTIVARIABLE DES DONNEES

CHAPITRE VI

ANALYSE MULTIVARIABLE DES DONNÉES

Le traitement des données obtenus 26560 insectes récoltés suivant un protocole établi en fonction des moyens d'analyse disponibles . Les données seront dans un premier temps soumises aux analyses multivariées chacune des matrices décrivant une station au cours des différentes périodes de piégeage . Après cette analyse par station , l'examen se fera à l'échelle de l'association phytosociologique : aulnaie de bord d'étang (Stations A,B & C) et chênaie-bétulaie (Station D) puis , on examinera plus précisément les stations se situent au contact des deux écosystèmes (stations C & D) . En dernier lieu , on procédera à la comparaison des relevés effectués au cours de deux étés successifs et des associations spatio-temporelles d'espèces qui leur sont attachées .

L'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) , qui permet la projection simultanée des nuages de points- espèces et de points - relevés sera systématiquement utilisée pour confirmer la variabilité des groupes mis en évidence par l'AFC ; on utilisera de façon complémentaire la Classification Hiérarchique suivant des modalités variables : indice de similarité quantitative de GOWER et indice qualitatif d'OCHIAI .

6-1. Analyse des données station par station :

L'AFC porte sur l'ensemble des relevés effectués de juin 1982 à juillet 1983 , et contenant des Dolichopodidae , soit 23 relevés :

- . relevés 1 à 16 : mi-juin à fin octobre 1982;
- . relevés 34 à 40 : mi-mai à mi-juillet 1983 .

En parallèle , certaines matrices des données , ont été traitées en Classification Hiérarchique en utilisant l'indice quantitatif de Gower et l'indice qualitatif d'Ochiai .

En ce que concerne les trois dernières stations forestières (E, F & G) ne pas étaient traitées par l'analyse statistique multivariée car les tableaux des données contiennent trop de valeurs nulles .

6.1.a. Station A (bord d'étang : groupement à *Rorripa amphibia* et *Rumex hydrolapthum*).

L'AFC porte sur les relevés de 1982 contenant des Dolichopodidae (relevés 1 à 13) . Le plan formé par les axes 1 et 2 de l'AFC (Figure 40), présente simultanément les espèces et les relevés , et montre l'évolution de la composition faunistique dans la station depuis la mi-juin jusqu'en octobre .

L'axe 1, qui extrait 47.3 % de l'inertie totale du nuage de poits, traduit surtout l'évolution rapide du peuplement depuis le relevé 1 (mi-juin) jusqu'au relevé 4 (fin juillet) : 74.1 % des contributions absolues sont associées à cette modification rapide du peuplement . Lors du relevé 1, on a un peuplement à *Hercostomus cupreus* , espèce structurante et contribuant pour 43.8 % à la formation de l'axe 1 , et *Dolichopus lepidus* et *Dolichopus campestris* , espèces accompagnatrices qu'on peut qualifier de caractéristiques de l'association à la mi-juin . En suivant l'axe 1 , on passe aux relevés 2,3 puis 4 ; ce dernier est dominé par *Hercostomus celer* (11.1 % de l'inertie de cet axe) .

Sur l'axe 2 (17.1 % de l'inertie totale) , le peuplement observé à la fin - juillet (relevé 4) , dominé par *Hercostomus celer* (48. % de la contribution à ce deuxième axe) s'appose à l'ensemble des relevés suivants (fin d'été et automne : relevés 5 à 13) qui sont dominés par *Campsicnemus scambus* (14.9 % de l'axe 2) et *Hercostomus celer* (6.3 %) .

En résumé pour la station A: subit donc les évolutions suivantes :

- de la mi-juin à fin juillet , rapides modifications de la structure de dominance . Les espèces restent les mêmes , mais des changements importants apparaissent dans la distribution des individus : d'abord dominé par *Hercostomus cupreus* , le peuplement va progressivement être hyperdominé par *Hercostomus celer* ;

- à partir de début-août , la structure de dominance est modifiée brutalement à la fois pour les espèces plus nombreuses et pour les espèces moins banales ; on passe alors à un peuplement qui ne subit pas d'amples modifications , dominé en août par *Campsicnemus scambus* et en septembre par *Hercostomus brevicornis* .

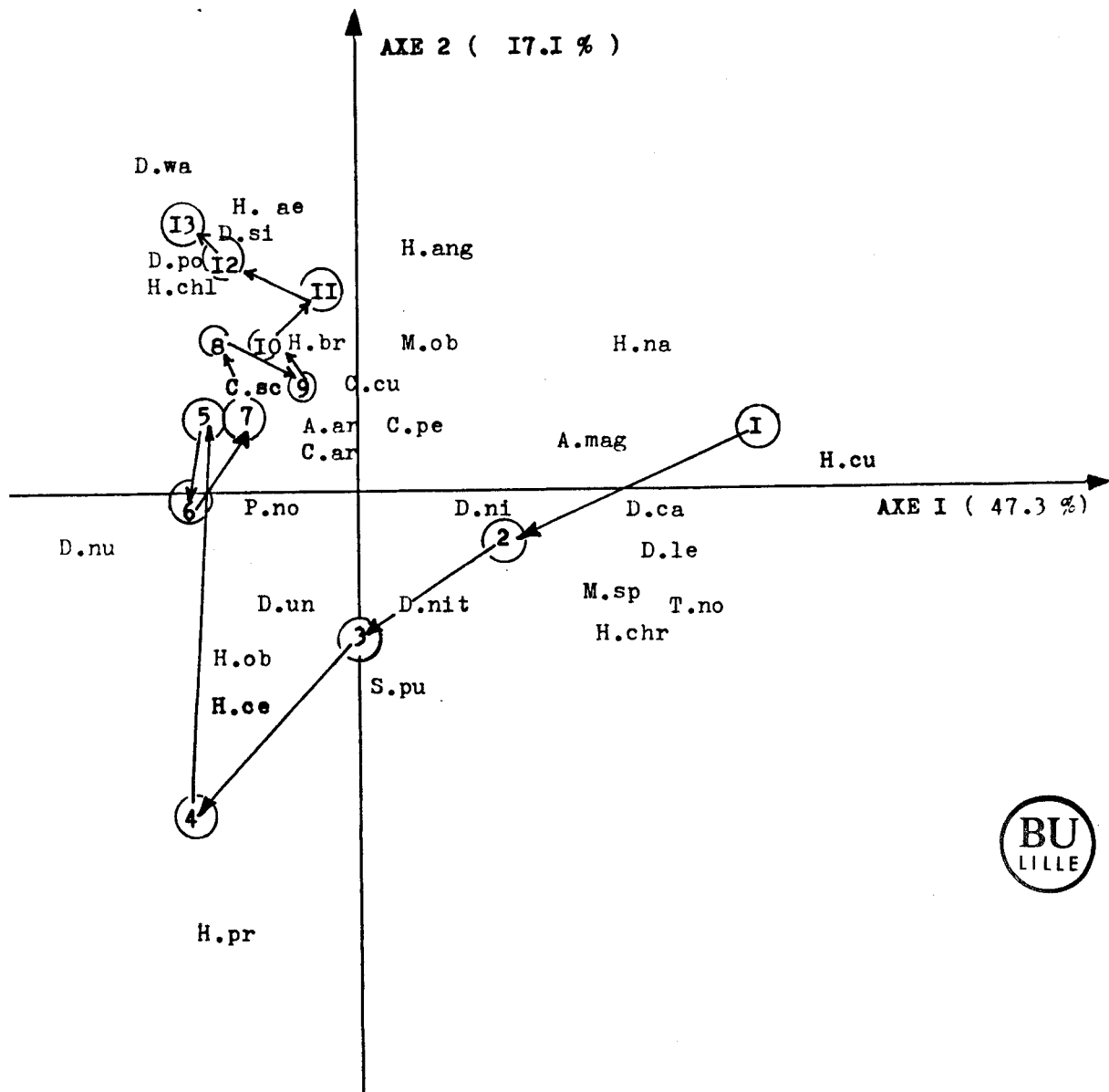


Figure 40 : Plan 1 x 2 de l'AFC espèces x relevés , station A .

6.1.b. Station B (aulnaie à Sphagnum):

A- Classement des relevés :

Les indices donnent des structures voisines , avec cependant quelques différences que nous noterons .

A-1. L'indice quantitatif de Gower (Figure 41) .

Permet de dégager deux principaux groupes notés I et II qui se réunissent à 20 % seulement de similarité :

. groupe I, dont se sépare très vite le relevé 1 (dominé par Dolichopus campestris , Hercostomus aereos et Dolichopus lepidus , laissant un groupe Ia réuni à 55 % de similarité . Le groupe I est formé des relevés de juin et juillet 1982 et 1983 .

. groupe II , qui réunit à 70 % de similarité d'une part août et septembre 1982 IIa , et d'autre part le septembre 1983 IIb1 , et l'automne 1982 IIb2 . La similarité est très forte au sien de ces deux dernières saisons car l'ensemble des relevés est dominé par un petit nombre d'espèces : Campsicnemus scambus , Campsicnemus armatus , Hercostomus celer , Hercostomus brevicornis . Les mêmes espèces pour le printemps et l'automne avec des effectifs très faible .

A-2. L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 42) .

Les groupes se forment à des niveaux de similarité bien plus faibles qu'avec l'indice de Gower , à cause du grand nombre d'espèces rares différentes d'un relevé à l'autre .

4 groupes se forment à une similarité égale ou supérieure à 40 %:

. le groupe I d'Ochiai correspond presque au groupe I de Gower (fin de l'été 1982)) l'exception du relevé 8 .

. le groupe II d'Ochiai correspond au groupe I de Gower (fin juillet 1982 et 1983) ; ce pendant le relevé 1 (mi-juin 1983) ; n'est plus isolé , mais se montre très proche du 39 (début juillet 1983) ; d'autre part le relevé 8 (fin d'août 1982) qui était dans le groupe de Gower de fin d'été , se rapproche ici des relevés de fin juin 1982 .

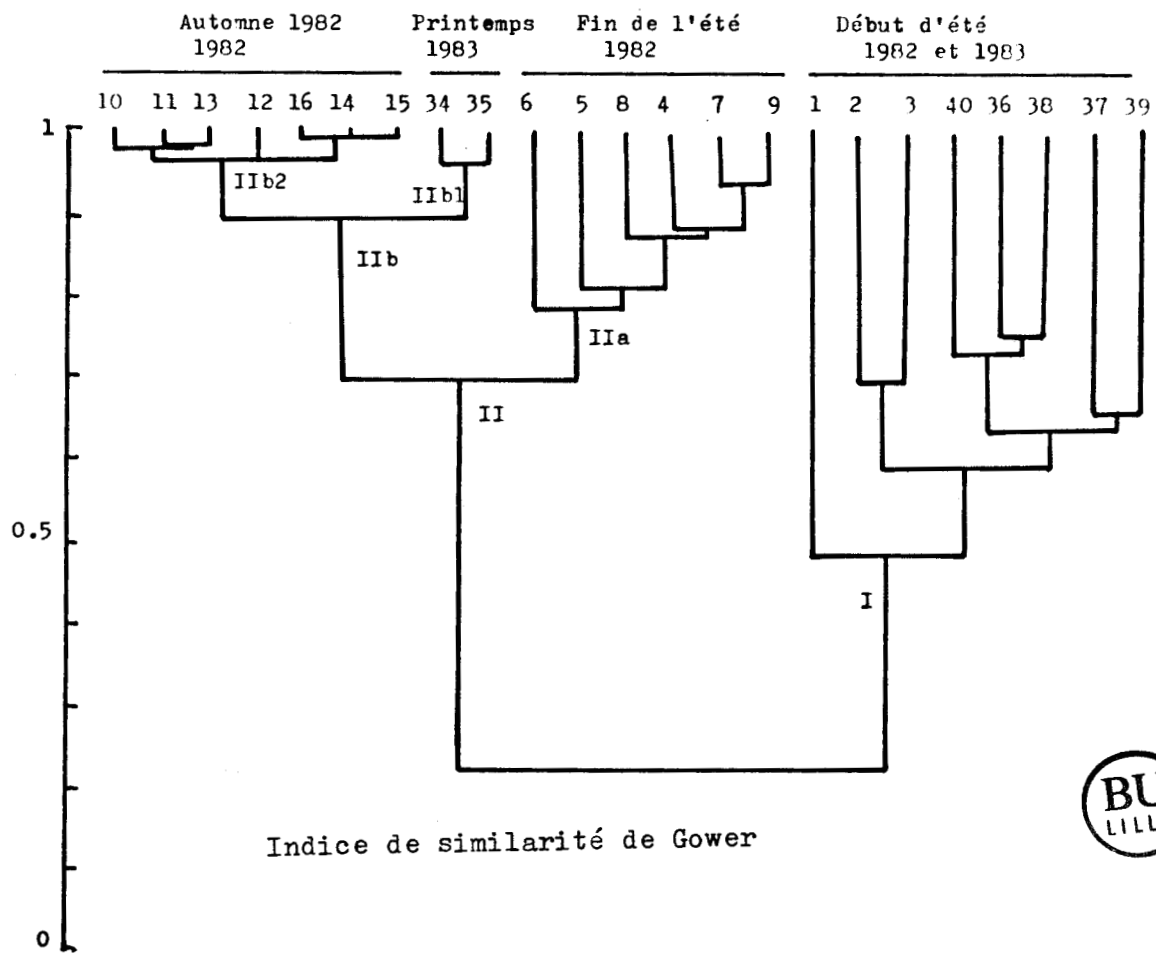


Figure 41 : Classification hiérarchique des relevés , station B .

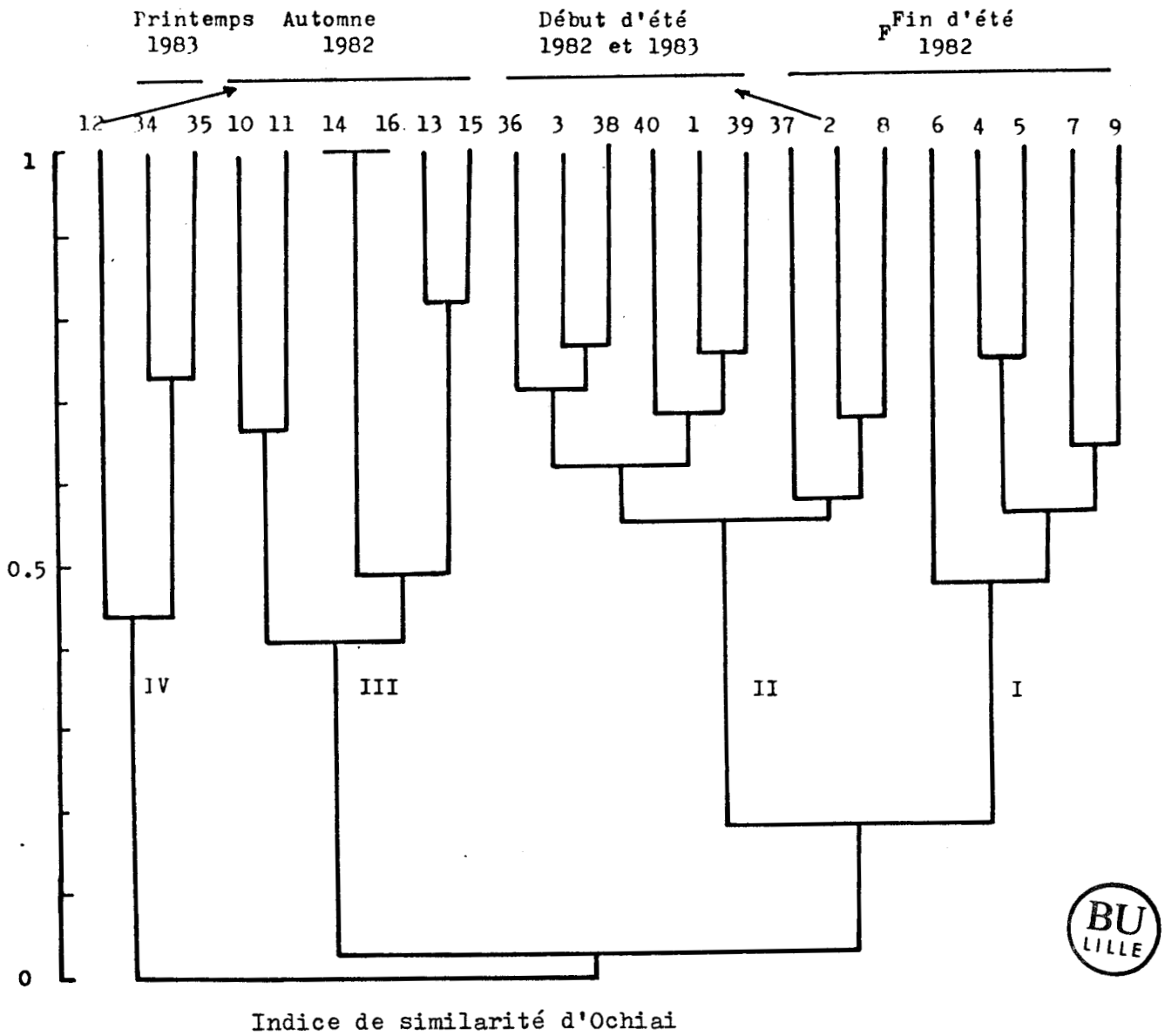


Figure 42 : Classification hiérarchique des relevés , station B .

. le groupe III d'Ochiai correspond au groupe IIb de Gower (automne 1982) , à l'exception du relevé 12 (début d'octobre) .

. le groupe IV d'Ochiai réuni le printemps 1983 (groupe IIb1) au relevé 12 .

En conclusion , la classification hiérarchique des relevés aboutit à 4 groupes de dates :

- début d'été 1982 et 1983 ,
- fin d'été 1982 ,
- automne 1982 ,
- printemps 1983 .

Seuls les relevés 1 , 8 et 12 se classent différemment suivant les deux indices , montrent donc des similarités quantitatives (proportion de principales espèces) différentes des similarités qualitatives (listes des espèces) . On remarque enfin que la similarité par l'indice de Gower est la plus élevée au printemps 1983 ; elle augmente progressivement du début de l'été à l'automne évoquant une stabilisation progressive de la faune d'insectes .

B - Classement des espèces :

A l'inverse des classifications des relevés , les classifications hiérarchiques effectuées sur les espèces à l'aide des indices de Gower et d'Ochiai , donnent deux structures différentes .

B.1. L'indice quantitatif de Gower (Figure 43) .

Isole d'abord un groupe de quatre espèces (groupe I) : ce sont les espèces les plus abondantes sur l'ensemble des relevés: Hercostomus celer , Campsicnemus scambus , Hercostomus brevicornis et Dolichopus nigricornis . L'espèce Campsicnemus scambus n'étant réuni aux trois espèces qu'à 40 % de similarité . Les autres espèces sont classées en deux groupes (IIa et IIb) réunis à 49 % de similarité , le premier étant séparé en deux sous - groupes (IIa1 et IIa2) réunis à 75 % de similarité . Le groupe IIb , comprend 7 espèces accompagnatrices les espèces principales du groupe I . Le groupe IIa1 comprend des espèces moins abondantes , et le groupe IIa2 comprend des espèces rares réunies à une similarité de plus de 90 % .

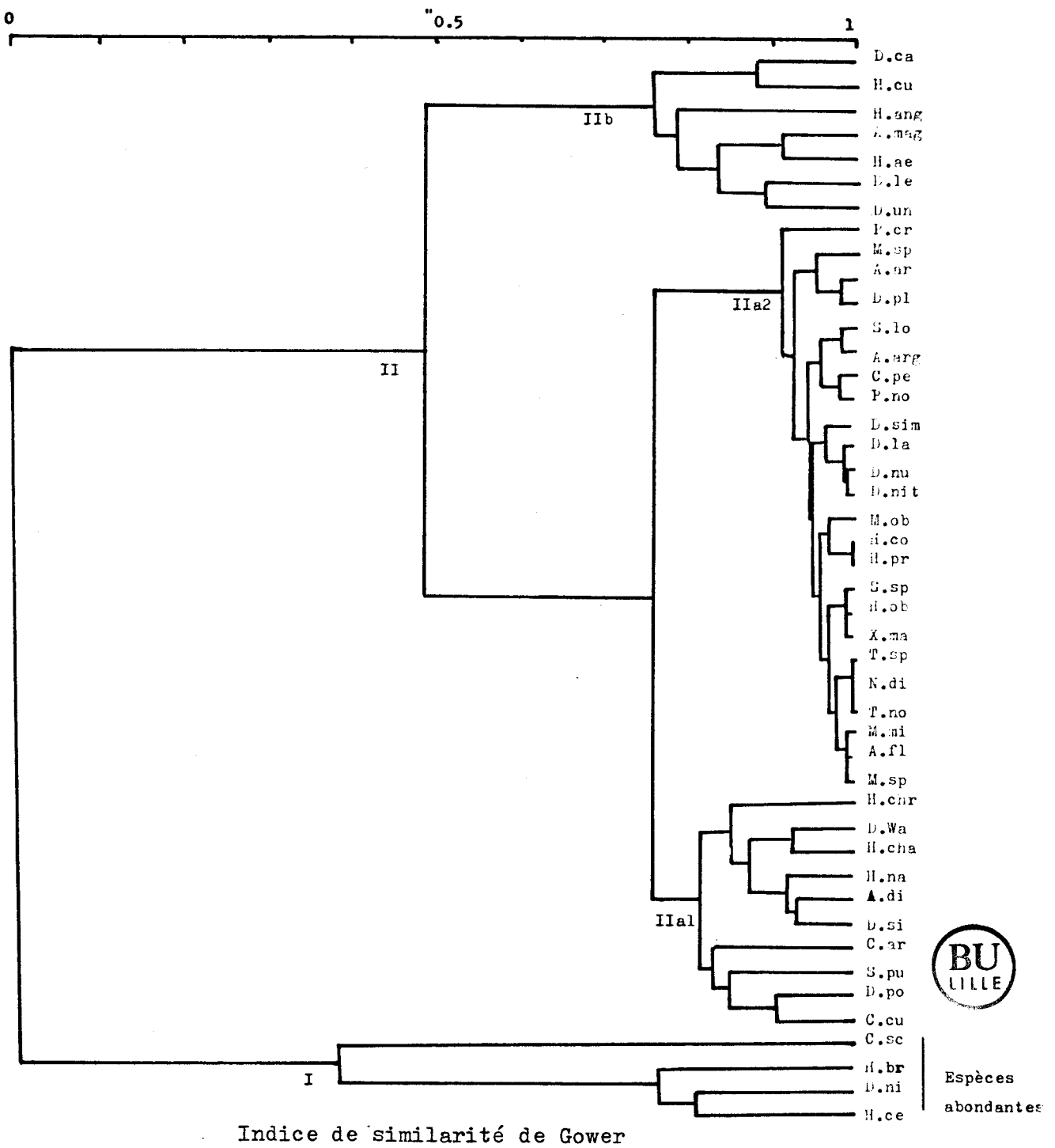


Figure 43 : Classification hiérarchique des espèces , station B .

B.2. L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 44) :

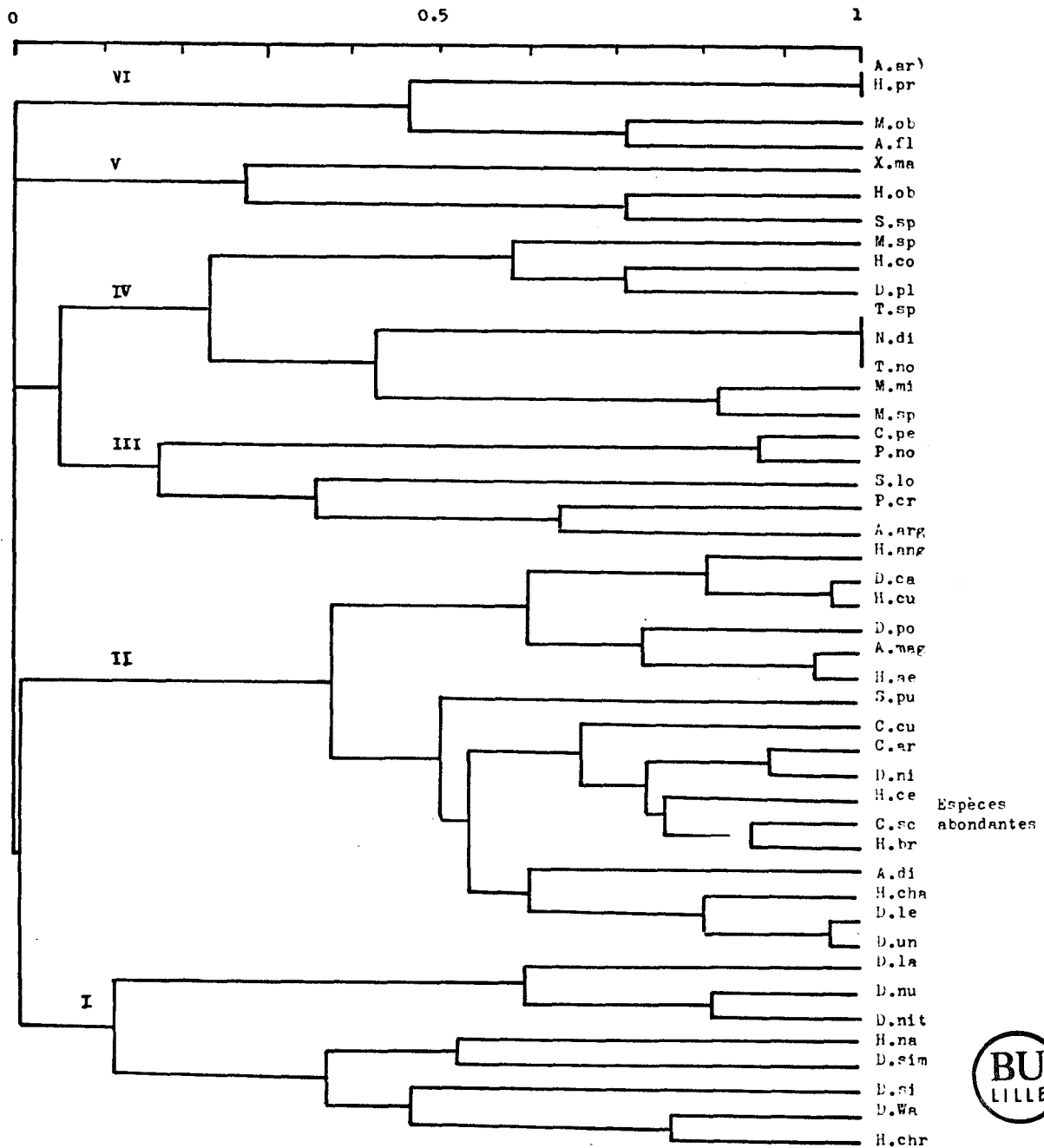
Les groupes se forment à des niveaux de similarité très faibles .
Le niveau 10 % permet d'obtenir 6 groupes d'espèces notés (I à VI).
Les groupes I et II comprennent les 4 espèces les plus abondantes
(voir plus haut) et les espèces accompagnatrices .

Le groupe II d'Ochiai comprend les 4 espèces abondantes réunies
dans le groupe I de Gower : ces 4 espèces abondantes sont donc bien
concomitantes , le groupe d'Ochiai renferme de plus les 7 espèces accom -
pagnantes formant le groupe IIb de Gower , et quelques espèces moins
abondantes du groupe IIa1 de Gower .

Le groupe I d'Ochiai comprend 8 espèces peu abondantes ou rares
(groupe IIa1 et IIa2 de Gower .

Les groupes III à VI d'Ochiai sont formés d'espèces rares (groupe
IIa2 de Gower).

En conclusion , les groupements de Gower et D'Ochiai sont complé -
mentaires : le premier établit une classification en groupes d'abondance
uniquement sur l'ensemble des relevés . L'indice d'Ochiai établit les
listes de co-occurrence .



Indice de similarité d'Ochiai

Figure 44 : Classification hiérarchique des espèces , station B .

C- Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

L'AFC porte sur l'ensemble des relevés contenant des Dolichopodidae de juin 1982 à juillet 1983 . La représentation simultanée des espèces et des relevés dans l'espace de deux premiers axes montr un nuage de points relevés x espèces bien structuré . De plus , l'AFC couplée à la classification hiérarchique permet de dégager 4 groupes parmi les relevés , et de visualiser l'évolution de peuplement de cette station .

Les axes 1 et 2 de l'AFC (Figure 45) extraient 49.7 % de l'inertie totale du nuage . Suivant l'axe 1 , les reelvés de juin 1982 et 1983 contribuent fortement à cet axe (relevé 1 , 36,37 et 38) , montrant un peuplement riche , bien structuré , dominé essentiellement par : Hercostomus cupreus , Dolichopus campestris , Argyra magnicornis et Dolichopus nigricornis , espèces contribuant à la formation de cet axe . En juillet , on observe une bonne cohérence entre les relevés de début juillet 1982 et 1983 c'est-à-dire relevés 3 et 39 ; cela est dû à la dominance de Dolichopus unguatus et Hercostomus brevicornis , espèces contribuant fortement à la formation tant à l'axe 1 qu'à l'axe 2 . Le reelvé 40 (mi-juillet 1983) est structurant de l'axe 2 (25.3 % de la contribution absolue) .

Ensuite, les relevés de la fin d'été ainsi que de l'automne 1982 montrent une forte corrélation à l'axe 1 : cela est dû à la dominance d'une seule espèce dans l'ensemble des relevés qui est Campsicnemus scamus , espèce structurante de l'axe 1 , contribuant fortement (54.3 % de la contribution absolue de cet axe) . L'ensemble de ces relevés montrent un peuplement mal structuré , moins riche qu'en début d'été . Le peuplement du printemps 1983 , se singularise par un petit nombre d'espèces qui sont généralement d'abondance moyenne : Hercostomus conformus, et Argyra argyria .

En résumé pour la station B

- L'évolution chronologique du peuplement de Dolichopodidae en cette station est nette . On passe donc un peuplement de début d'été 1982 et 1983 (juin et juillet , période humide - chaude) riche , bien strucutré et diversifié . Ce peuplement est dominé en juin par Dolichopus nigricornis , Dolichopus campestris , et Argyra magnicornis , et en début

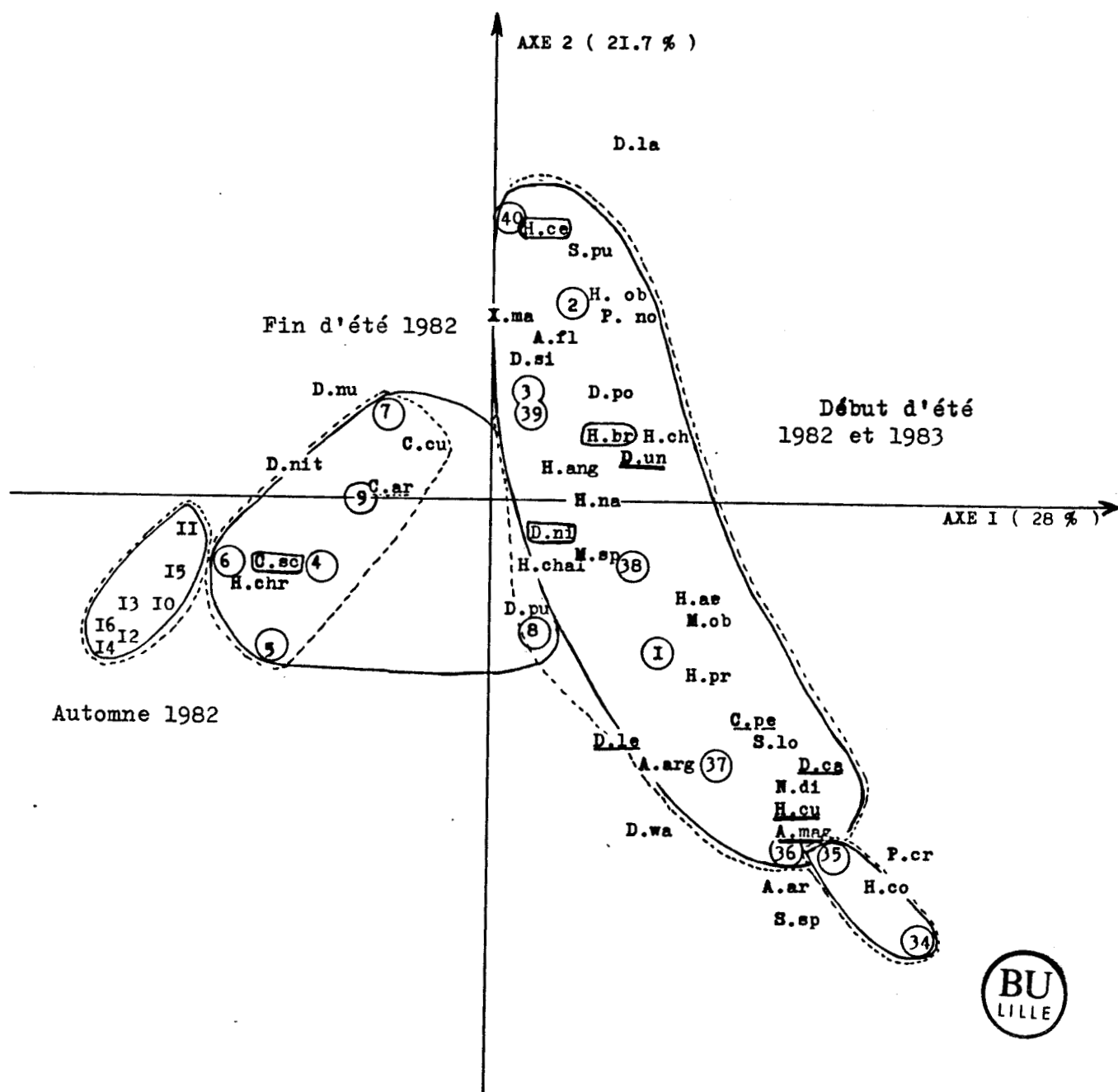


Figure 45 : Plan 1 x 2 de l'AFC , espèces x relevés , station B .

—— Groupement à l'aide de l'indice de Gower

----- Groupement à l'aide de l'indice d'Ochiai .

juillet par Hrecostomus brevicornis , Dolichopus unguatus , et par Hercostomus celer à la mi-juillet 1983 , cette dernière espèce domine massivement dans l'ensemble des relevés de début d'été 1983 , à un peuplement à la fin d'été et l'automne 1982 , moins riche , monopolisé essentiellement par une seule espèce : Campsicnemus scambus .

- L'évolution du peuplement en début d'été 1983 est plus régulière et plus rapide qu'en 1982 . Elle suit d'ailleurs le même rythme lors des deux étés successifs .

- De plus , les peuplements de deux étés montrent une nette ressemblance , particulièrement au début de juillet 1982 et 1983 (relevés 3 et 39) ce qui indique une stabilité faunistique dans cette station , site privilégié d'éclosion des Dolichopodidae .

6.1.c. Station C (aulnaie à Carex) :

A- Classement des relevés :

L'indice de Gower (Figure 46) permet de dégager deux groupes principaux (I et II) . Le groupe I formé à 48 % de similarité , comprend des relevés de début d'été 1982 et 1983 , parmi lesquels les relevés de juin 1983 s'isolent .

Le groupe II (65 % de similarité) donne deux sous-groupes (IIa, IIb) correspondant respectivement à l'été 1982 et à l'automne 1982 avec le printemps 1983 .

L'indice d'Ochiai (Figure 47) permet à 40 % de similarité, de dégager 4 groupes de relevés (I à IV) . Les groupes I et II réunissent les relevés de l'automne 1982 et du printemps 1983 , qui correspondent au groupe IIb de Gower . Ce pendant , le relevé 35 est isolé par Ochiai et fortement réuni au relevé 34 par l'indice de Gower . Les trois relevés sont réunis par Gower car il y a très peu de Campsicnemus scambus (par référence aux abondances habituelles de l'espèce) ; les autres espèces sont différentes ., Ochiai ne regroupe le relevé 35 , le 3^e groupe IIb de Gower est absent de groupe I de Ochiai .

Le groupe III d'Ochiai donne à 60 % de similarité deux sous - groupes (IIIa et IIIb) correspondant aux groupes I et IIa de Gower .

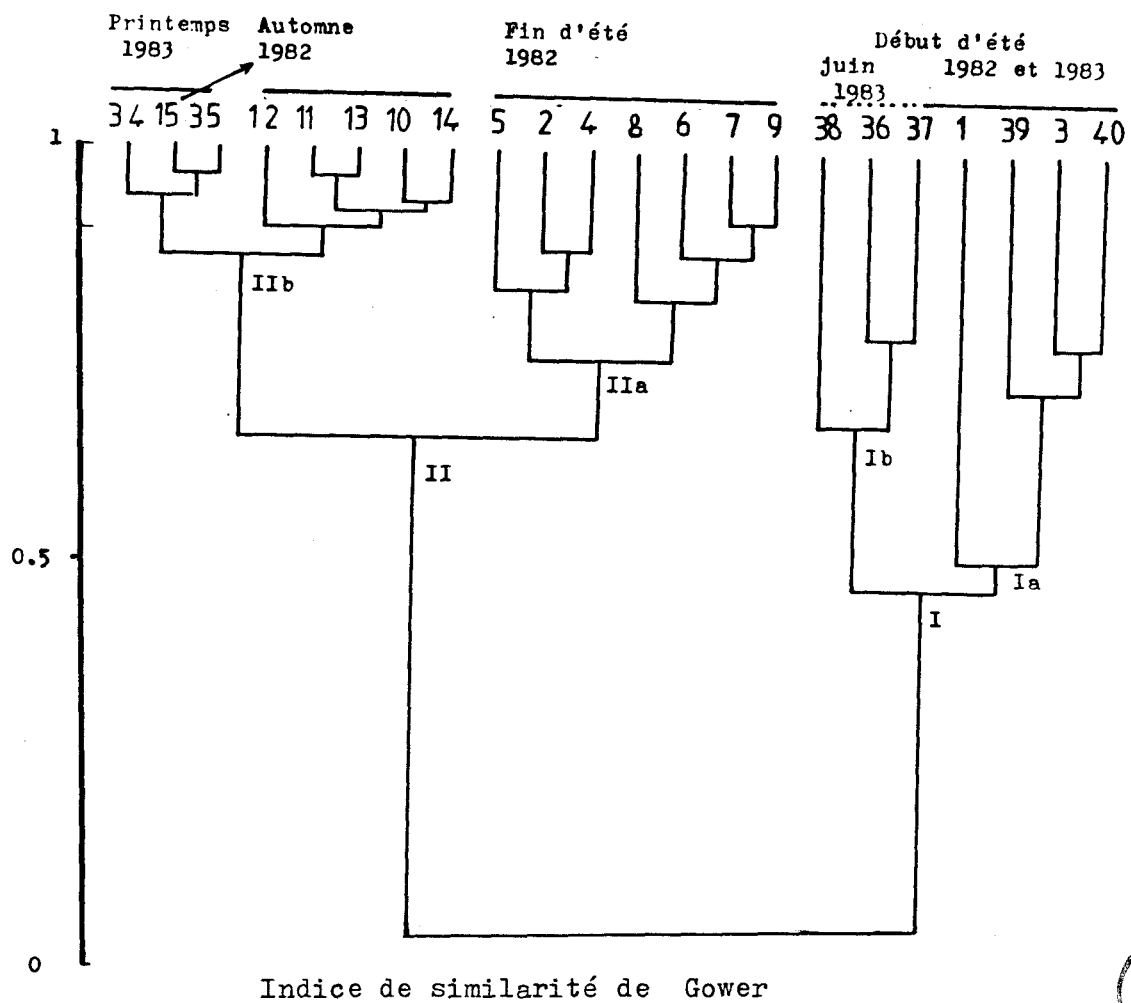


Figure 46 : Classification hiérarchique des relevés , station C .

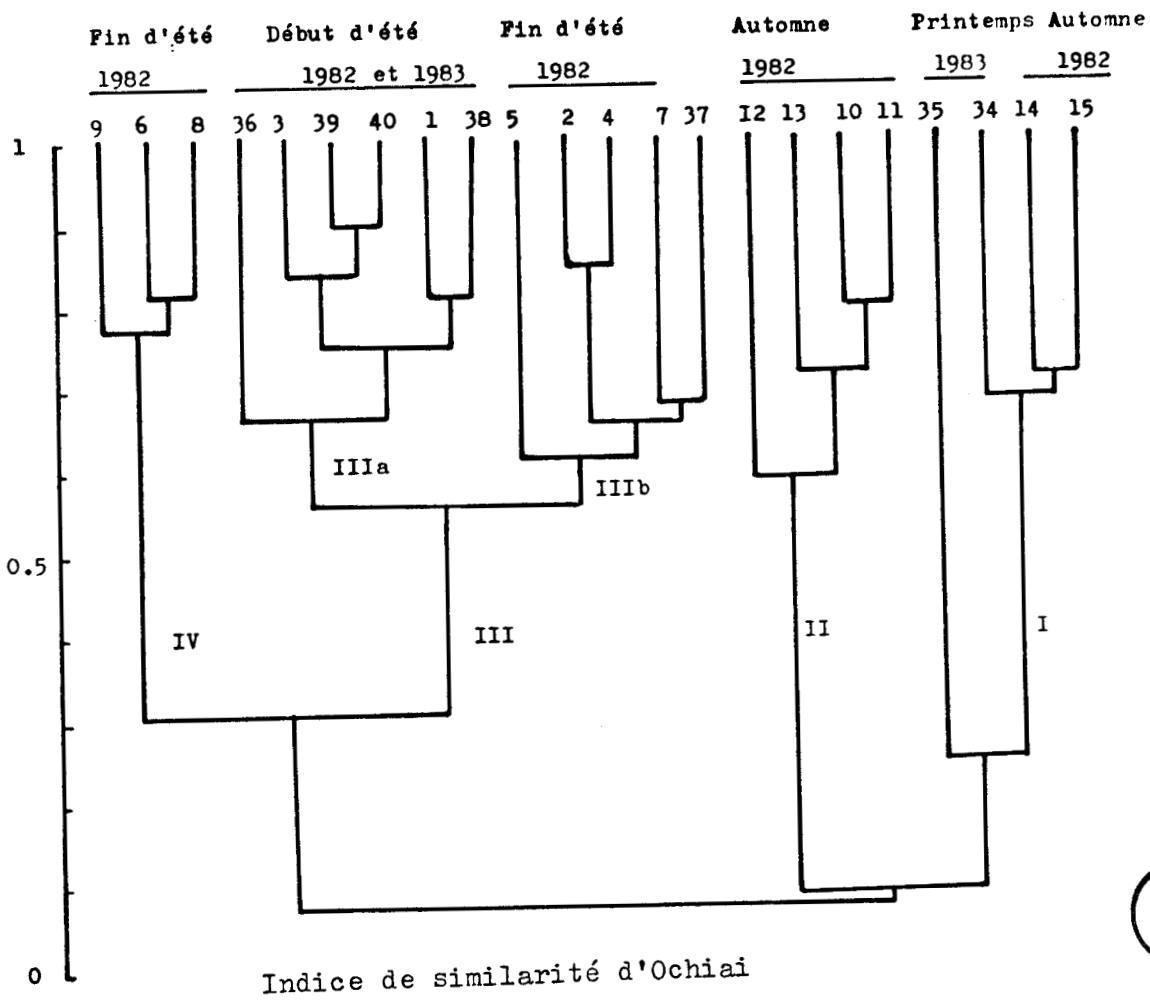


Figure 47 : Classification hiérarchique des relevés , station C

Le groupe IV d'Ochiai comprend une partie des relevés de fin d'été 1982 . Au total le groupe IIa de Gower est partagé entre les groupes IIa et IV d'Ochiai .

En conclusion , la classification hiérarchique des relevés aboutit, comme pour la station B , à 4 groupes des dates :

début d'été 1982 et 1983 ,
fin d'été 1982 ,
automne 1982 ,
printemps 1983 .

6 relevés : 35 , 37 , 15 , 6 , 8 et 9 se classent différemment suivant les deux indices . Les mêmes remarques qu'à la station B peuvent être faites sur la stabilisation faunistique entre le début de l'été et l'automne .

B - Classement des espèces :

Comme à la station B , les deux indices ne révèlent pas la même structure . L'indice de Gower (Figure 48) permet à 25 % de similarité de délimiter deux groupes d'espèces (I et II) . Le groupe I , laissant l'espèce Campsicnemus scambus relativement isolée , groupe les espèces abondantes : Hercostomus celer , Hercostomus brevicornis , Dolichopus nigricornis , avec leurs accompagnatrices par exemple Campsicnemus armatus et Argyra magnicornis . Le groupe II (65 % de similarité) réunit les espèces de moins en moins abondantes en deux groupes (IIa et IIb) . On retrouve donc le même type de classification qu'à la station B.

L'indice d'Ochiai (Figure 49) donne , à 10 % de similarité, 4 groupe d'espèces (I à IV) et deux espèces isolées : Xiphandrium macrocerum et Campsicnemus filipes .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC):

Pour cette analyse , les deux premiers axes ont été retenus (Figure 50) ; ils extraient 47.8 % de l'inertie totale . L'AFC et la classification hiérarchique permettent de dégager 4 groupes parmi les relevés et qui visualiserons l'évolution temporelle de peuplement .

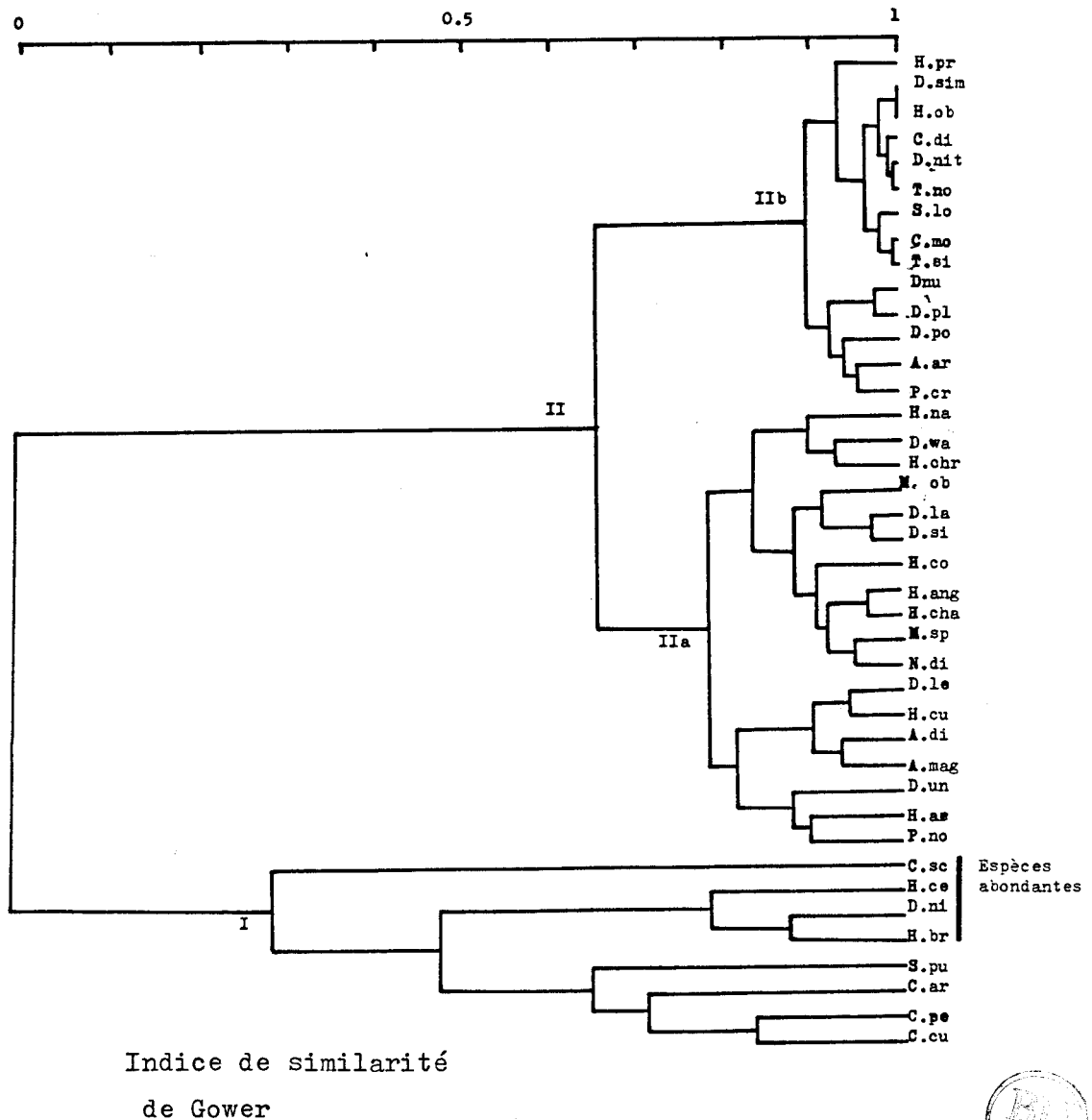


Figure 48 : Classification hiérarchique des espèces , station C .

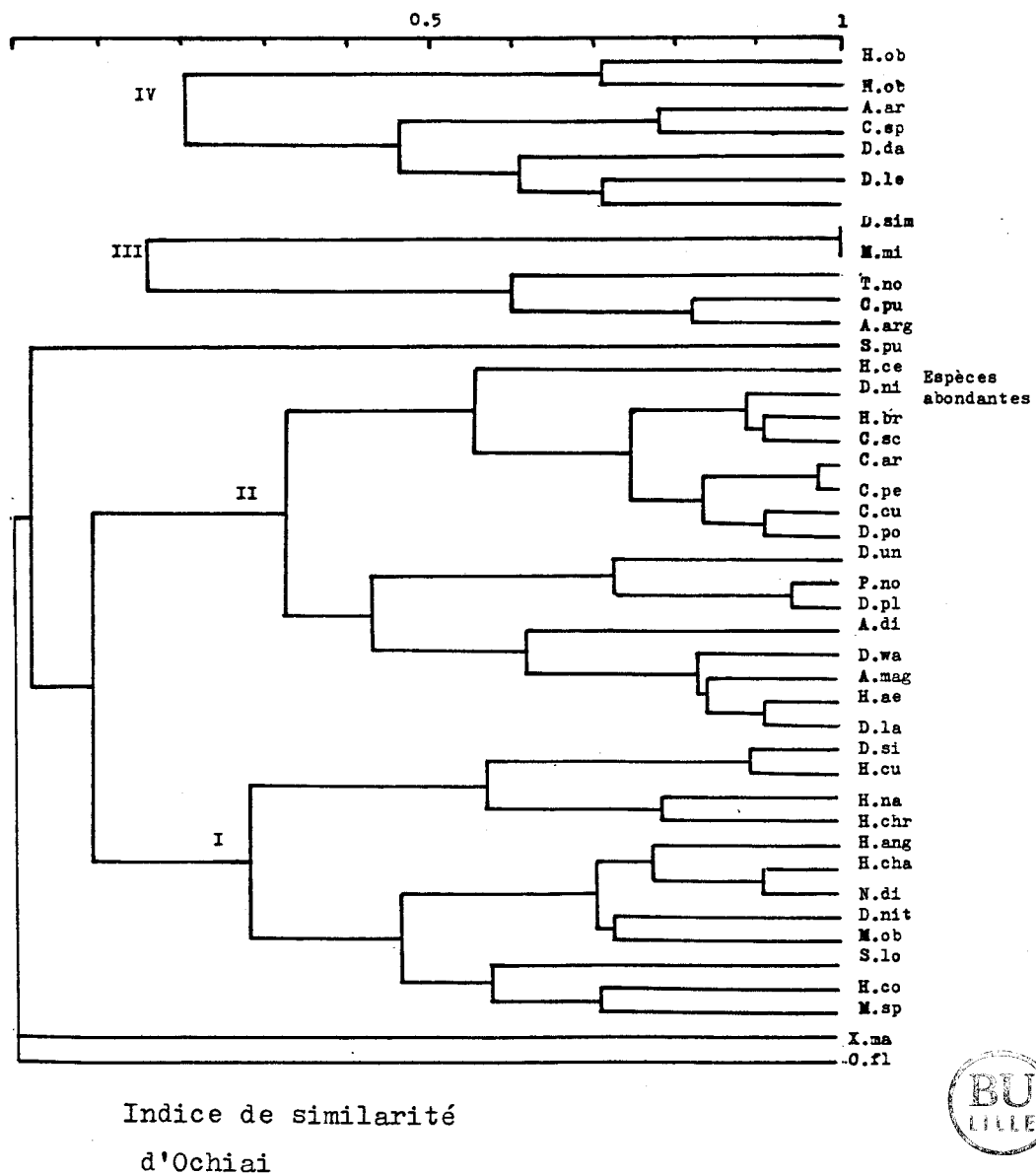


Figure 49 : Classification hiérarchique des espèces , station C .

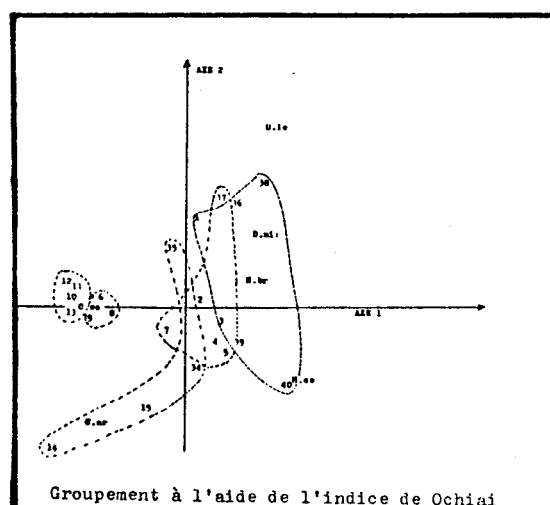
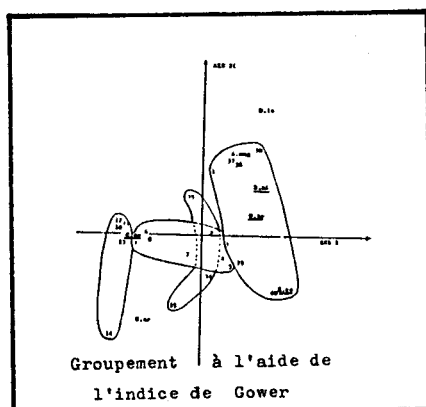
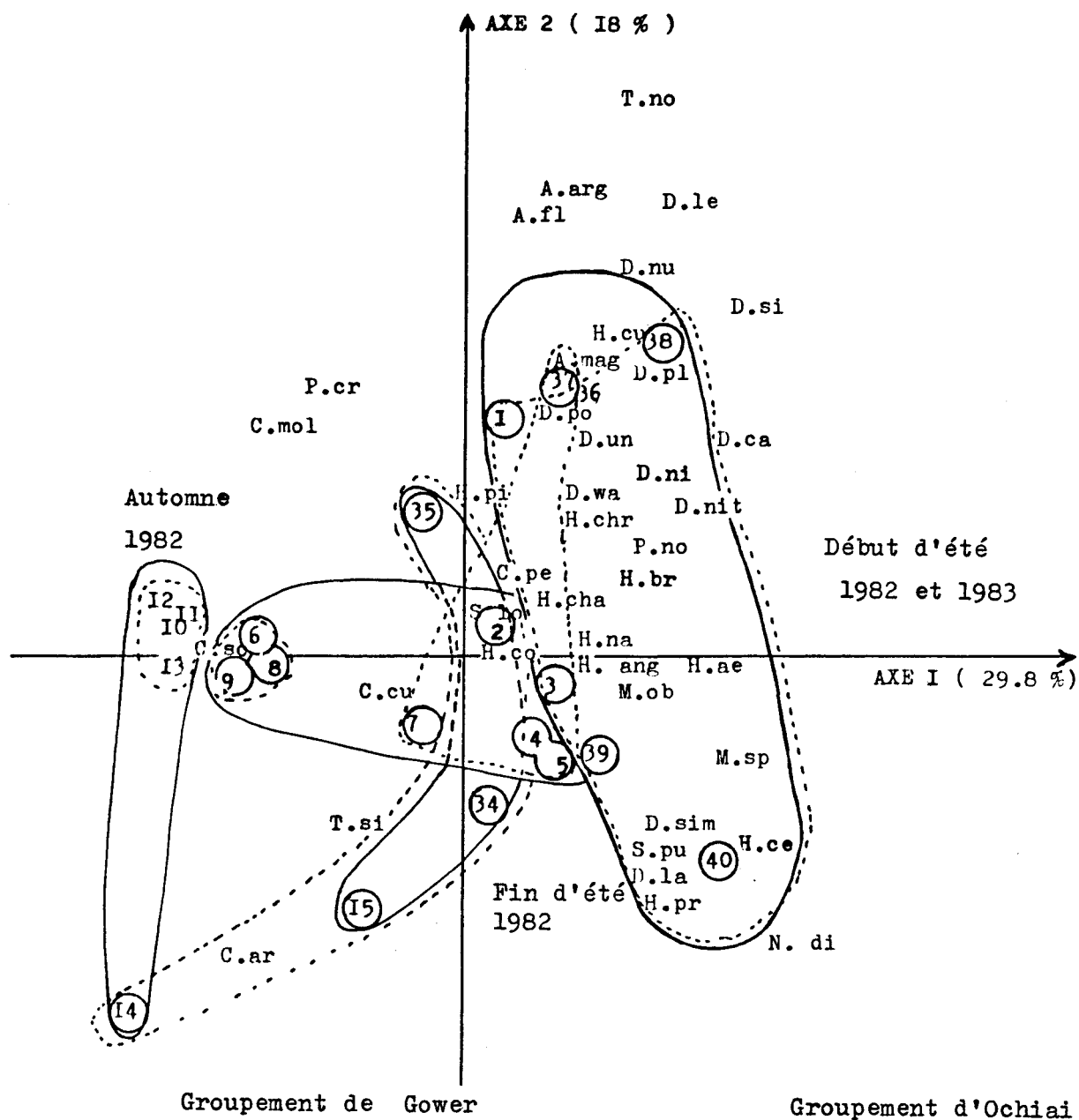


Figure 50 : Plan 1 x 2 de l'AFC ,espèces x relevés ,station C .

Suivant l'axe 1, les relevés de début d'été 1982 et de juin 1983 représentent une contribution très faible à cet axe, mais les relevés de juillet 1983 contribuent fortement au même axe (25 %). Par contre, l'ensemble des relevés de début d'été 1982 et 1983 contribuent fortement à l'axe 2 de l'AFC. Quant aux espèces, le peuplement de juin est dominé comme à la station B par Dolichopus nigricornis, Dolichopus lepidus, Argyra magnicornis, Dolichopus campestris, Hercostomus brevicornis et Dolichopus unguatus.

Le peuplement de juillet est dominé essentiellement par une seule espèce Hercostomus celer. Cette espèce présente une contribution très importante aux deux axes : respectivement 25.1 % à l'axe 1 et 27.4 % à l'axe 2.

Le peuplement de début d'été 1982 et 1983, ressemble celui de la station B à la même époque c'est-à-dire un peuplement riche, diversifié, et présente une structure nette.

Les peuplements de la fin d'été et de l'automne 1982, sont aussi semblables qu'à la station B, dominés par la même espèce, Campsicnemus scambus, espèce structurante de l'axe 1, contribuant fortement à cet axe (44.8 %) avec Campsicnemus armatus, espèce accompagnatrice.

Le peuplement du printemps 1983, ressemble à celui de la fin d'été dominé par les mêmes espèces.

En résumé pour la station C :

- L'évolution temporelle de peuplement des Dolichopodidae est ressemblante à celle de la station B, ce sont les mêmes espèces qui dominent. On passe d'un peuplement riche, diversifié et bien structuré au début d'été (1982 et 1983), à un peuplement de fin de saison mal structuré, monopolisé aussi comme en station B par Campsicnemus scambus.

- L'évolution de peuplement suit le même rythme lors des deux étés, mais le phénomène est moins net en station B, ceci indique la stabilité faunistique du peuplement d'un été à l'autre.

-

- Au contraire de la station B, la bonne cohérence a été observée

entre les relevés de juin en station C , cette cohérence est moins nette en juillet . De plus , le relevé 40 (mi-juillet 1983) est aussi dominé par la même espèce qu'à la station B Hercostomus celer .

- La différence existant entre les deux stations , est bien indiquée aux relevés de mi_mai 1983 , en station B montre un peuplement liée au peuplement de début d'été , par contre, en station C montre un peuplement ressemble à celui de fin d'été 1982 .

6.1.d. Station D (chênaie-bétulaie , faciès à Betula pubescens)

A - Classement des relevés :

L'indice de Gower (Figure 51) permet de dégager 4 groupes de relevés à 68 % de similarité . Il isole tout d'abord les relevés de juillet 1982 et 1983 (groupe I) laissant le relevé 40 (mi-juillet 1983) qui réunit avec les autres à 50 % de similarité . Ces trois relevés sont fortement dominés par une seule espèce , Hercostomus celer (plus de 80 % de l'effectif total) , qui est typique du sous-bois .

Le groupe II comprend les relevés de juin 1982 et 1983 .

Le groupe III comprend les relevés de la fin d'été 1982 .

Le groupe IV comprend les relevés de l'automne 1982 et du printemps 1983 .

Comme aux stations précédentes , on observe une augmentation de l'homogénéité faunistique de juin à l'automne ; cela est dû à la dominance d'une seule espèce : Campsicnemus scambus .

L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 52) permet à 50 % de similarité d'obtenir 6 groupes de relevés (I à VI) . Les trois premiers groupes réunissent l'ensemble des relevés de l'automne 1982 et du printemps 1983 , ces groupes correspondent au groupe IV de Gower ; mais ici , les relevés du printemps se réunissent ensemble à 75 % de similarité ; un maximum de similarité a été observé d'une part aux relevés 10 et 12 (fin de septembre 1982) cela est dû à la présence de deux espèces Hercostomus celer et Campsicnemus scambus , et d'autre part au mois d'octobre 1982 est dû à la présence d'une seule espèce Campsicnemus scambus .

Le groupe IV d'Ochiai comprend les relevés de fin d'été 1982 , il

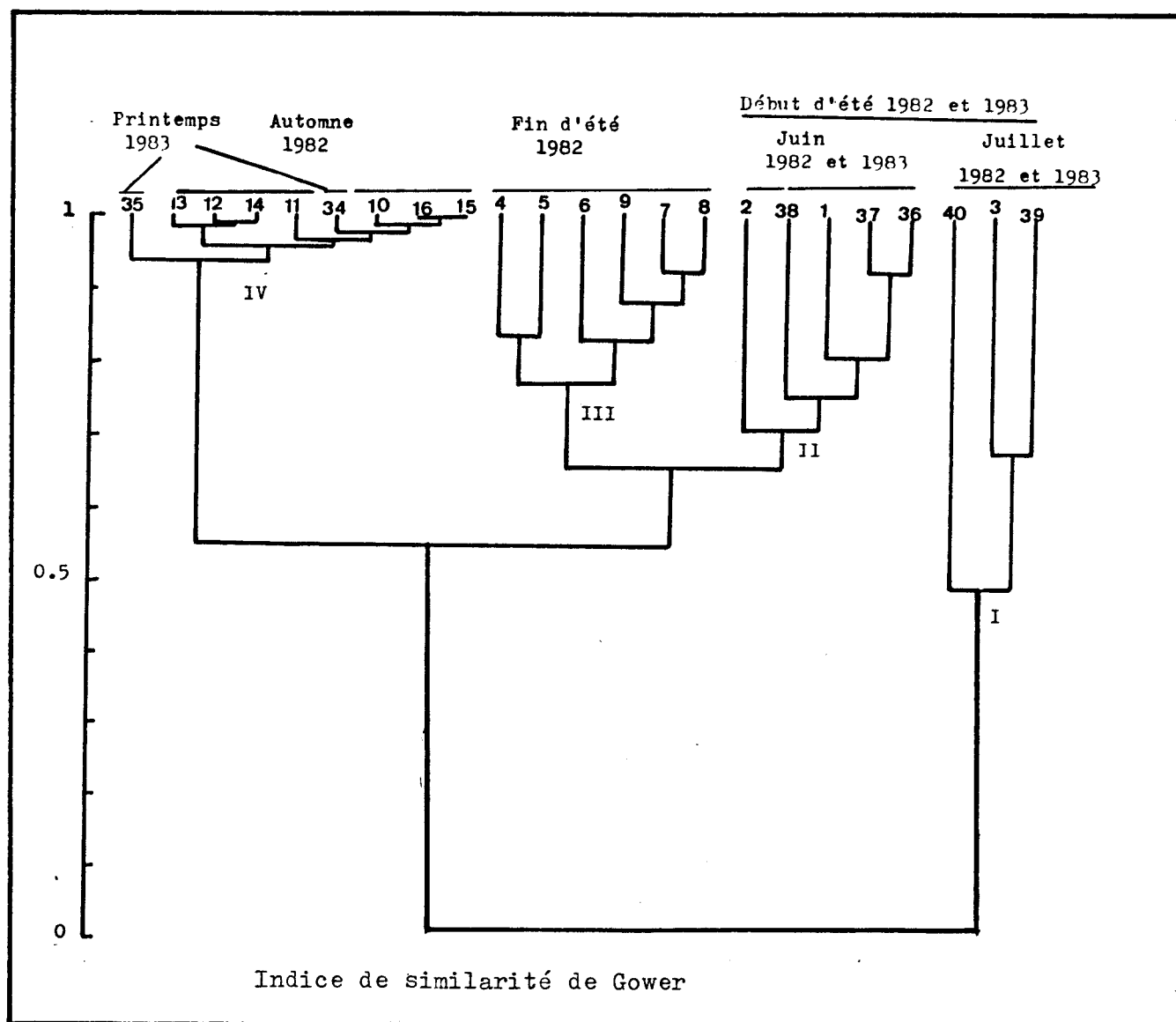


Figure 51: Classification hiérarchique des relevés , station D.



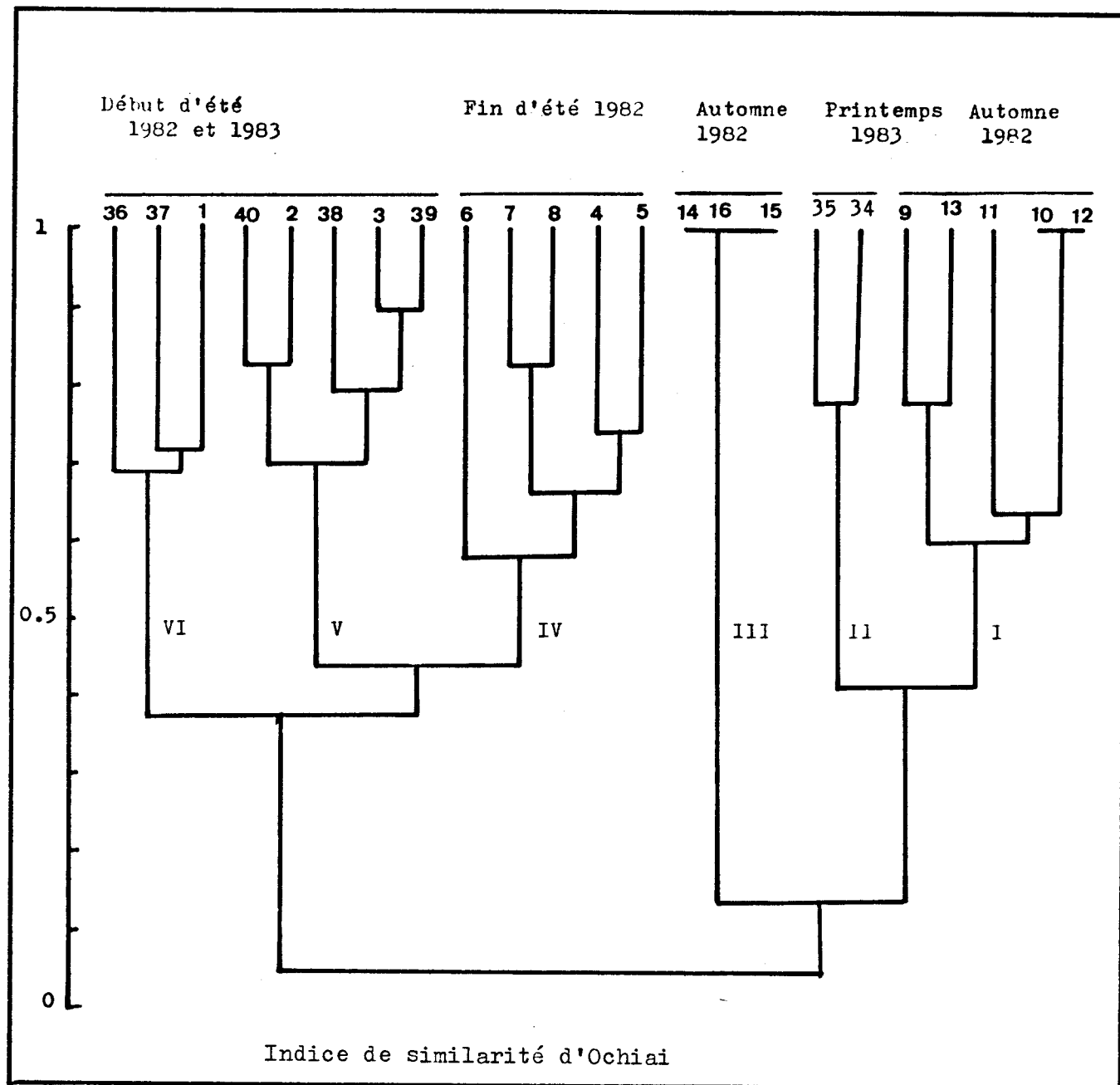


Figure 52 : Classification hiérarchique des relevés , station D .

correspond au groupe III de Gower à l'exception de relevé 9 qui ressemble un relevé 13 (automne) car ces relevés ont le même nombre d'espèces .

Le groupe V d'Ochiai correspond au groupe I de Gower , avec deux relevés 2 et 38 du groupe II . Ces groupes des relevés correspondent donc à la fin de juin et juillet 1982 et 1983 .

Le groupe VI d'Ochiai comprend les relevés de début juin 1983 , et correspond au groupe II de Gower .

En conclusion, les deux indices révèlent une structure voisine . L'isolement de certains relevés est dû généralement à la dominance d'un petit nombre d'espèces ou à la présence d'espèces rares d'un relevé à l'autre .

B - Classement des espèces :

Il a été effectué seulement à l'aide de l'indice de Gower (Figure 53) . Comme pour les autres stations , il isole d'abord les quatre espèces abondantes (groupe I) déjà mentionnées , les espèces moyennement abondantes (groupe IIa) et les espèces rares (groupe IIb) .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

Les deux axes (Figure 54) extraient à eux -seuls 62 % de l'inertie totale . L'AFC couplée à la classification hiérarchique montre presque les mêmes groupes parmi les relevés qu'aux autres stations . Suivant l'axe 1 , les relevés de juin 1982 et 1983 contribuent fortement à cet axe . Chez les espèces , Hercostomus brevisornis espèce domine en juillet dans les stations de bord d'étang et Dolichopus nigricornis , espèce structurante de cet axe , représente une forte contribution (32.4%). Le peuplement de juin est , comme dans les autres stations , diversifié, riche et bien structuré .

Le peuplement de juillet 1983 (relevés 39 et 40) est isolé , à cause de la dominance d'une seule espèce Hercostomus celer , espèce représentant plus de 80 % de l'effectif total dans cette station ; le rapprochement entre les relevés de fin d'août est dû à la dominance de

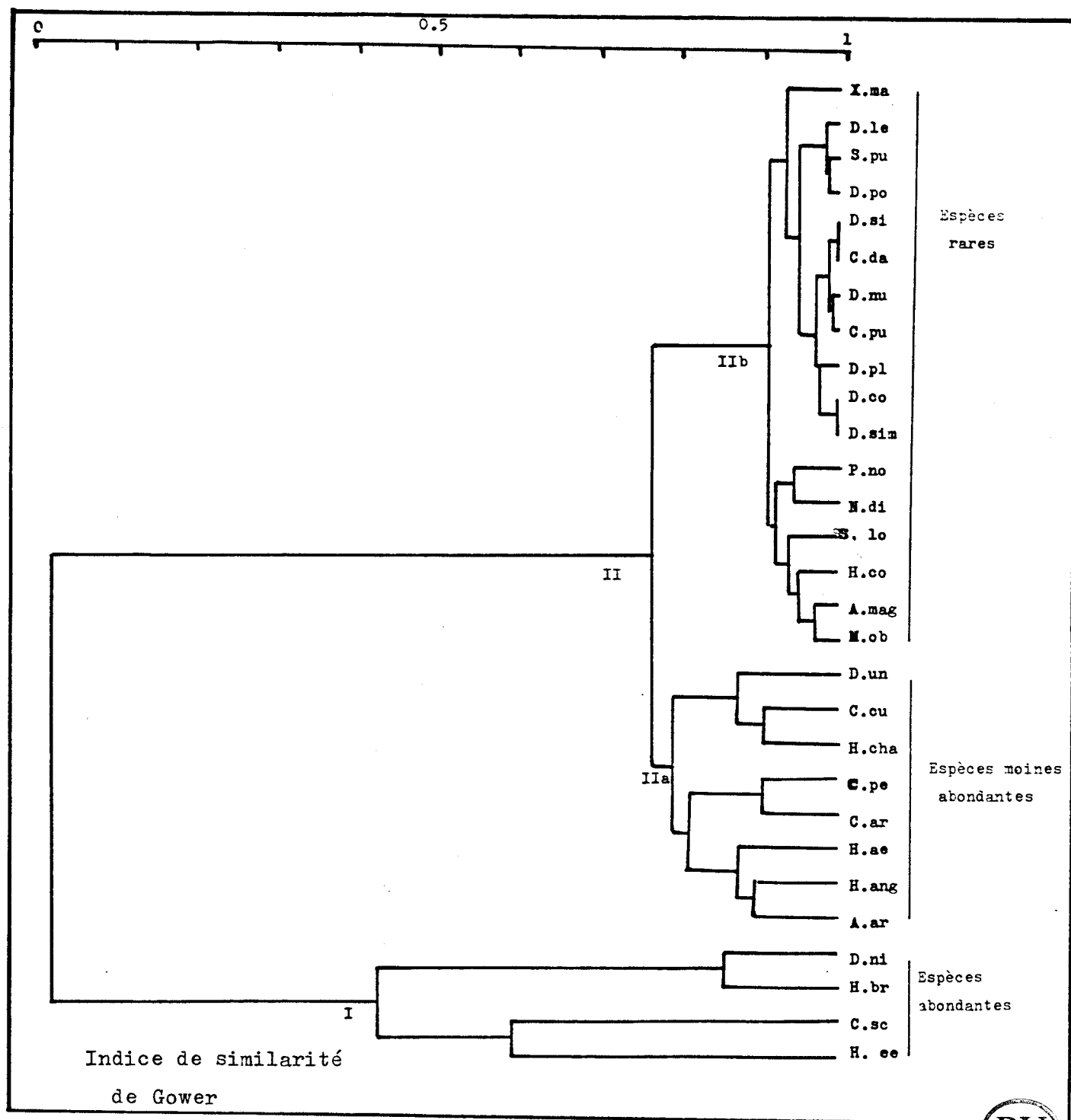


Figure 53 : Classification hiérarchique des espèces , station D.

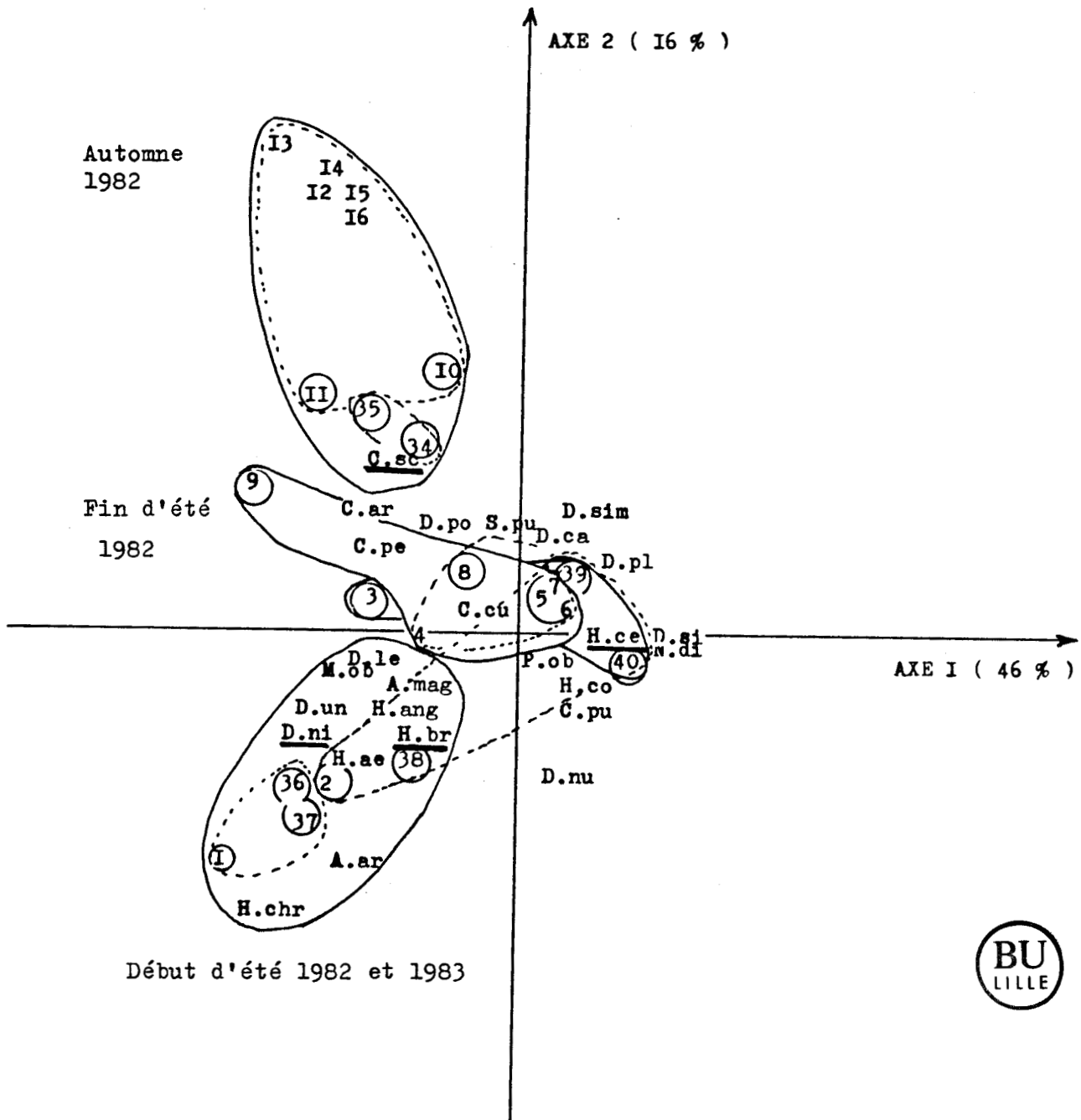


Figure 54 : Plan 1 x 2 de l'AFC , espèces x relevés , station D .

—— Groupement à l'aide de l'indice de Gower

----- Groupement à l'aide de l'indice d'Ochiai .

la même espèce : Hercostomus celer .

Les peuplements de l'automne 1982 et du printemps 1983 sont toujours dominés par : Campsicnemus scambus , espèce structurante de l'axe 2 et qui représente une contribution absolue très importante (57.1 %) .

En résumé pour la station D:

- L'évolution temporelle de peuplement dans cette station ressemble à celle des stations de bord d'étang , c'est-à-dire qu'on passe d'un peuplement riche , diversifié , en début d'été , dominé aussi par les mêmes espèces (Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis) en juin , et Hercostomus celer en juillet en particulière en 1983 , à un peuplement à la fin d'été et à l'automne dominé comme les autres stations par Campsicnemus scambus .

- Une bonne ressemblance a été observée entre les relevés de juin aux deux étés successifs .

existant en juillet est dûe essentiellement à la dominance d'une seule espèce Hercostomus celer , espèce isole les relevés de mi-juillet 1983 (où elle constitue plus de 80 % de l'effectif) .

6.2. Analyse des données par groupes de stations :

Les analyses ensuite concernent l'ensemble des relevés de juin à octobre 1982 et trois groupes différents de stations :

- . Stations de bord d'étang A,B et C ,
- . Stations forestières D,E,F et G ,
- . Stations de contact C et D .

6.2.a. Stations de bord d'étang A,B et C :

A - Classement des relevés :

Les deux indices ne révèlent pas la même structure . L'indice de Gower (Figure 55) donne trois groupes parmi les relevés .

Le groupe I , comprend deux sous-groupes (Ia et Ib) réunis à 48 % de similarité . Le groupe Ia , est formé des relevés de juin aux stations B et C . Le groupe Ib réunit les relevés de juillet et fin août aux stations A et C . La ressemblance entre les relevés : A2, B1 et A7 ; A8 et

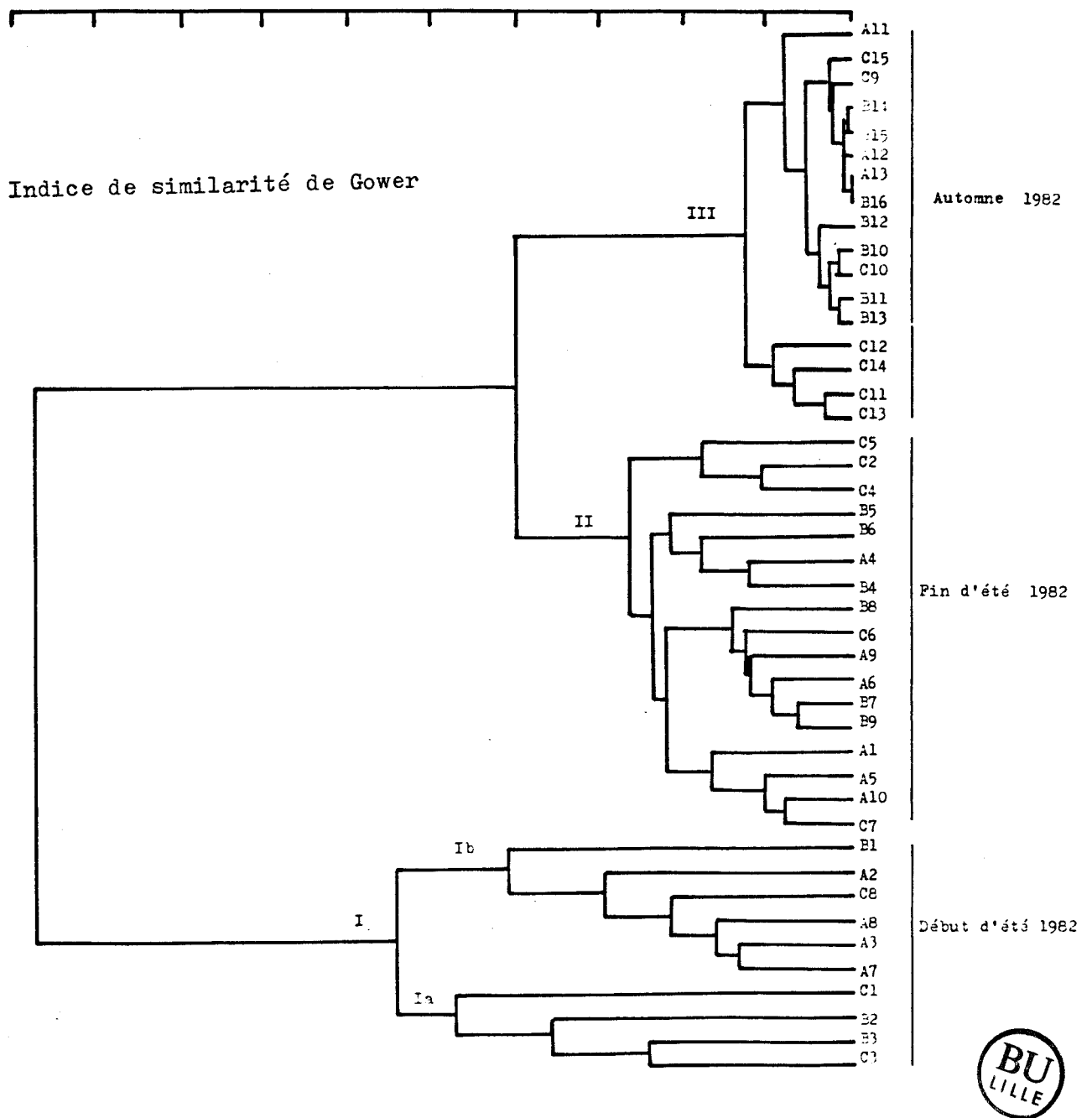


Figure 55 : Classification hiérarchique des relevés , stations de bord d'étang : A,B,C, en 1982 .

C8 est dûe probablement à deux raisons :

. L'arrivée des nouvelles générations automnales de mêmes espèces abondantes ,

. L'immigration des individus des espèces dominantes de forêt vers le bord d'étang où ils chassent leur nourriture .

Le groupe II , donne plusieurs groupes de relevés à différents niveaux de similarité :

- fin juillet , aux stations A,B et C ,
- août à la station B ,
- début de septembre aux stations A et B .

La ressemblance entre les relevés A1 , A5 et A10 est dûe à l'augmentation de la richesse spécifique à la station A au début de l'automne en particulier , cela est dûe aux deux raisons indiquées ci-dessus .

Le III réunit l'ensemble des relevés de l'automne aux trois stations A,B et C à une similarité très élevée (plus de 80 %) . Le relevé C9 (début de septembre) appartient à ce groupe à la différence de A9 et B9 qui sont classés avec le groupe de fin d'été . Cela s'explique par l'augmentation de la richesse spécifique quand on va vers le bord d'étang , notamment à la fin de saison .

L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 56) forme des groupes des relevés à des niveaux de similarité très faibles . A 30 % de similarité on observe 6 groupes de relevés (I) VI) . Toutefois le seul ensemble interprétable est formé des groupes I à III , qui réunissent les récoltes de l'été . Les groupes eux - mêmes sont composites : par exemple , le groupe II d'Ochiai , réunit les relevés de fin août aux stations A et C (groupe IIa) qui correspond au groupe Ib de Gower , le groupe IIb d'Ochiai réunit les relevés mi-juin début de juillet aux stations B et C , qui correspond au groupe Ia de Gower .

Les groupes III à VI réunissent les relevés de fin d'été et de l'automne , ces groupes correspondent au groupe III de Gower , à l'exception des relevés A11 et C9 sont toutefois isolés des groupes des relevés .

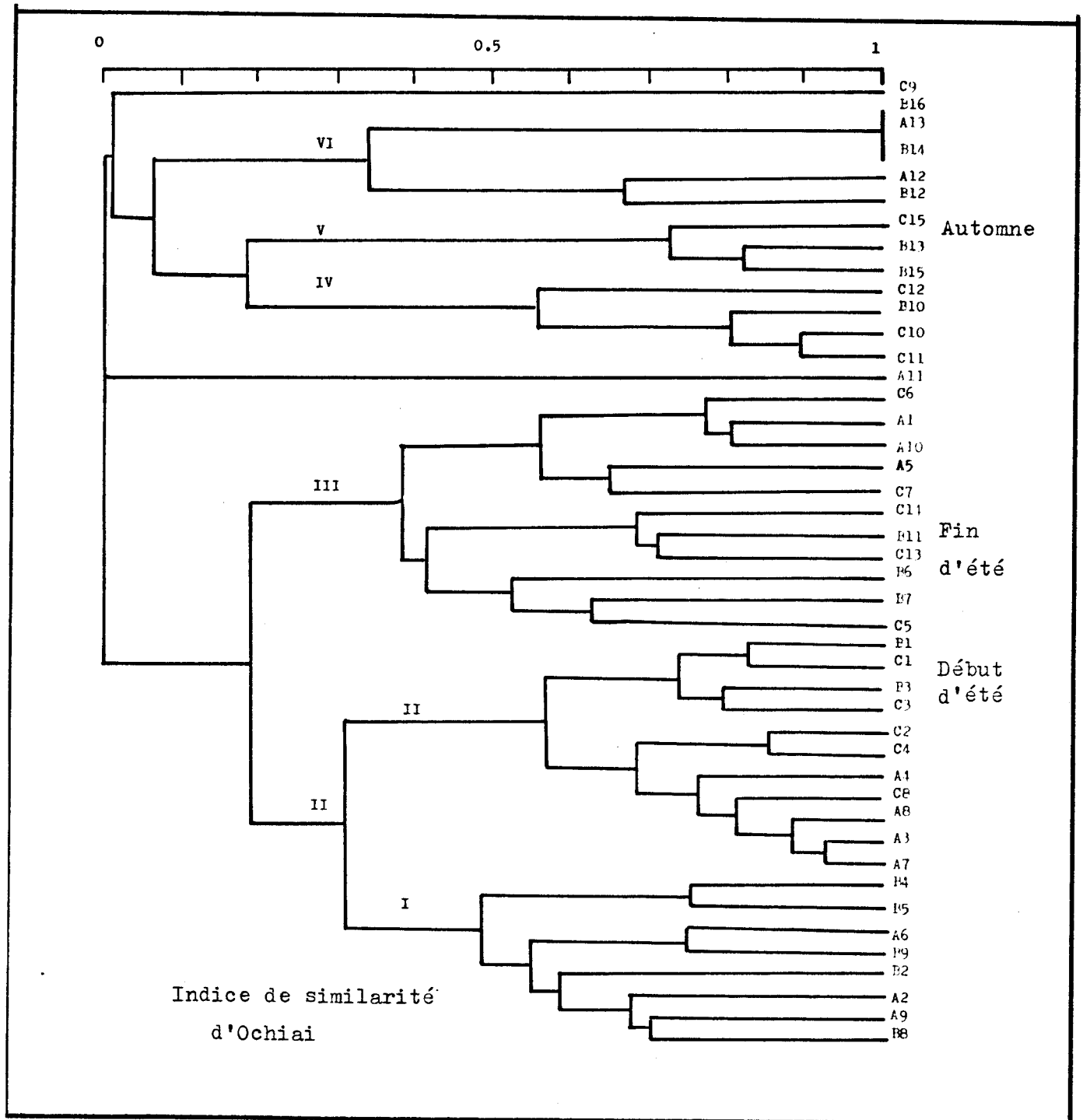


Figure 56 : Classification hiérarchique des relevés , stations
de bord d'étang , A,B,C, en 1982 .



B - Classement des espèces :

L'indice de Gower (Figure 57) isole (groupe I) les 4 espèces abondantes déjà mentionnées , ainsi que deux espèces accompagnatrices : Campsicnemus armatus et Campsicnemus curvipes (groupe IV) .

Le groupe II représente également des espèces accompagnantes comme : Dolichopus unguatus , Hercostomus cupreus et Dolichopus lepidus etc..

Le groupe III représente les espèces rares : Dolichopus nubilus , Dolichopus nitidus et Hercostomus conformis etc ..

L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 58) , à 70 % de similarité permet de dégager 6 groupes d'espèces (I à VI) . Les groupes I à III réunissent les espèces rares qui correspondent au groupe III de Gower .

Les groupes IV , à 30 % de similarité donne deux sous-groupes (IVa, IVb) comprennent les quatre espèces principales habituelles , et leurs accompagnatrices ; ces groupes correspondent aux groupes I et II de Gower .

Les groupes V et VI d'Ochiai correspondent aussi au groupe III de Gower .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

La matrice de l'ensemble des relevés de 1982 pour les trois stations de bord d'étang A,B et C est traitée par l'AFC (Figure 59) . Les deux axes 1 et 2 extraient respectivement 26.2 % et 18.2 % de l'inertie totale .

L'axe 1 de l'AFC montre nettement l'évolution des peuplements dans l'espace et dans le temps . A la mi-juin (relevé 1) , les peuplements sont dominés par : Dolichopus nigricornis , Dolichopus lepidus et Dolichopus campestris , espèces participant à la formation de cet axe .

De la fin juin au mois de juillet , les trois stations tendent à se rapprocher et présentent un peuplement semblable (au centre de graphique) . Ce peuplement est dominé essentiellement par une seule espèce , Hercostomus celer , espèce structurant l'axe 2 de l'AFC (44.3% de la contribution absolue) , avec Hercostomus brevicornis et

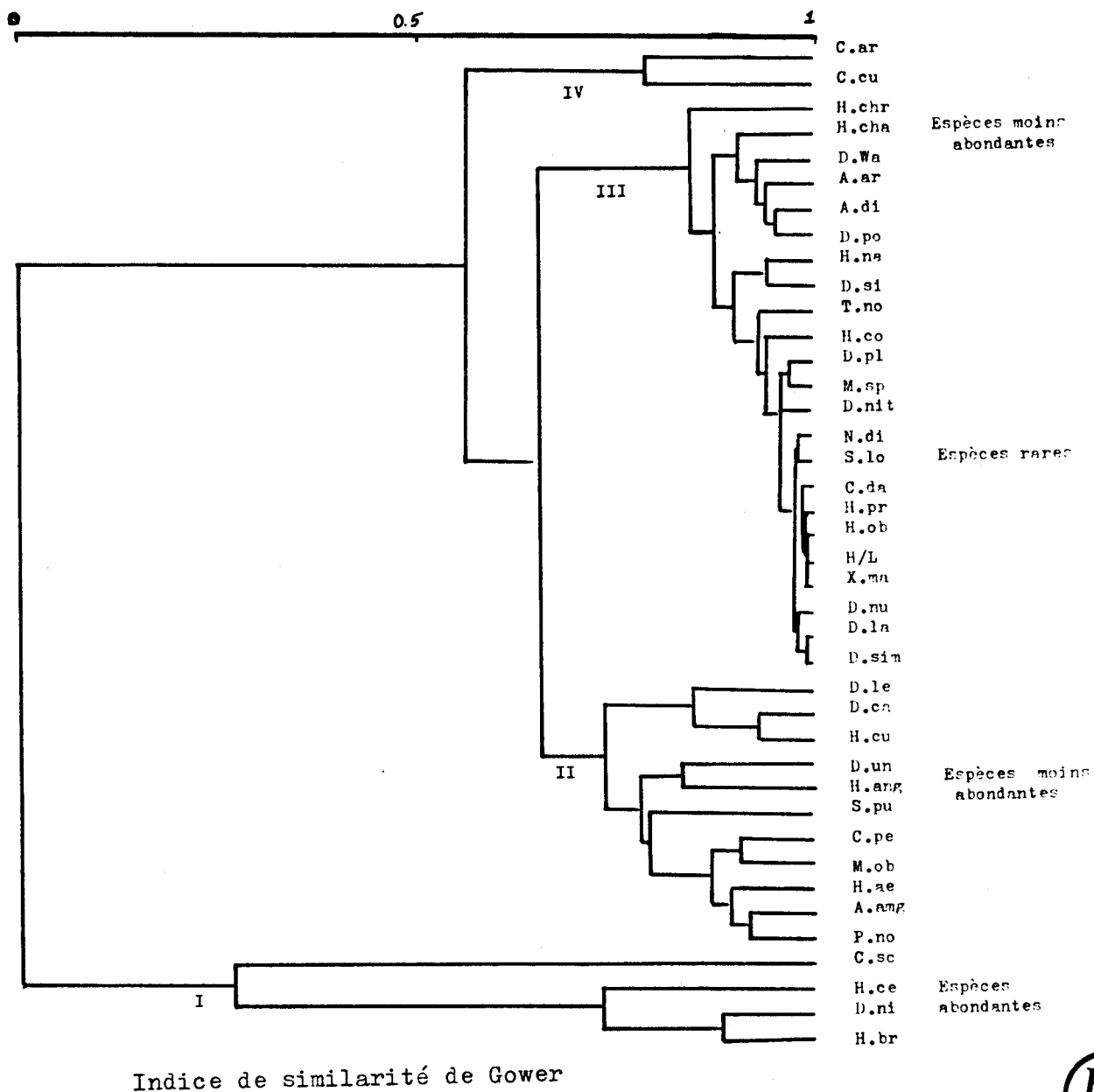


Figure 57 : Classification hiérarchique des espèces , stations de bord d'étang : A,B,C , en 1982 .

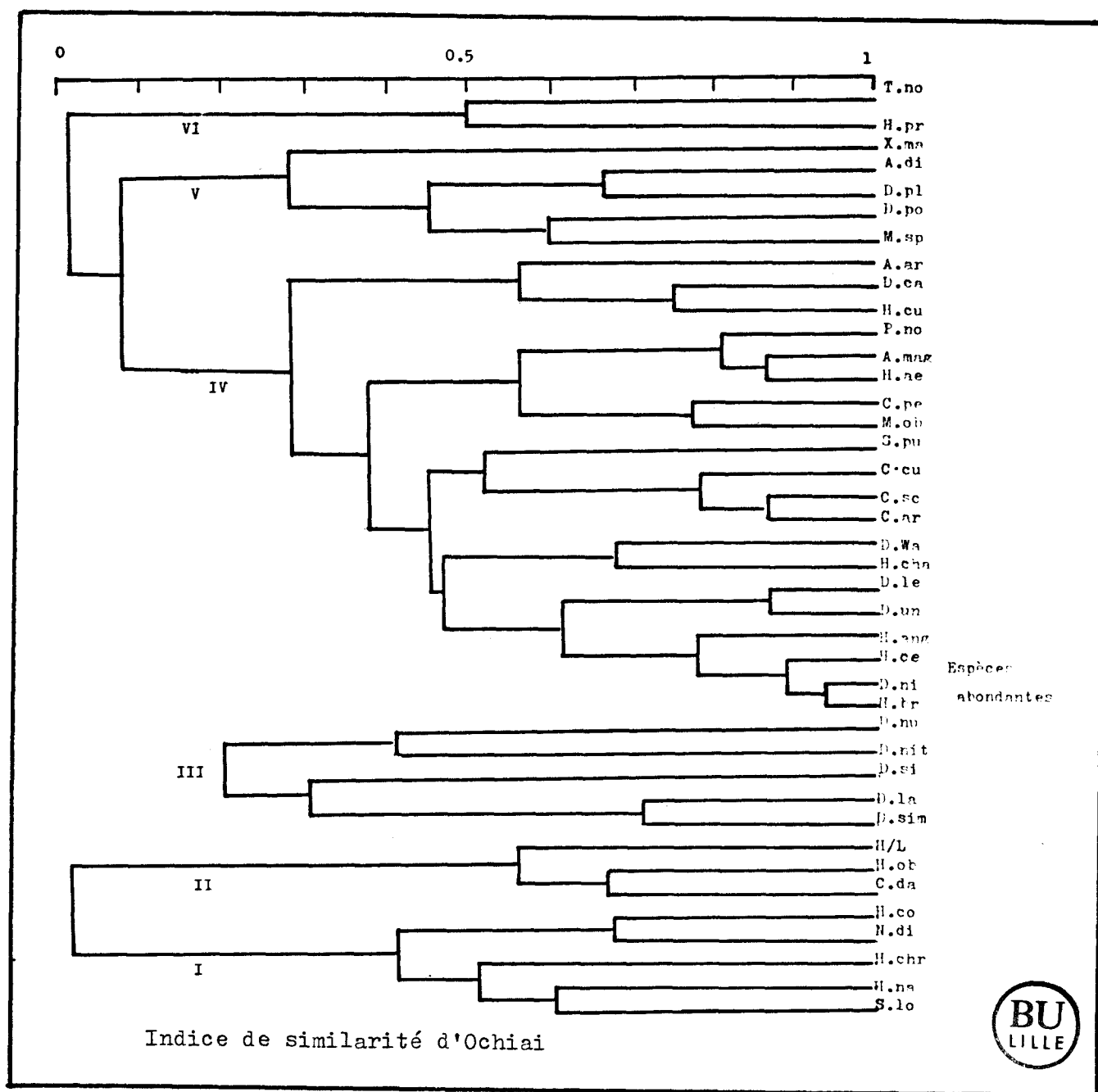


Figure 58 : Classification hiérarchique des espèces , stations de bord d'étang : A,B,C , en 1982 .

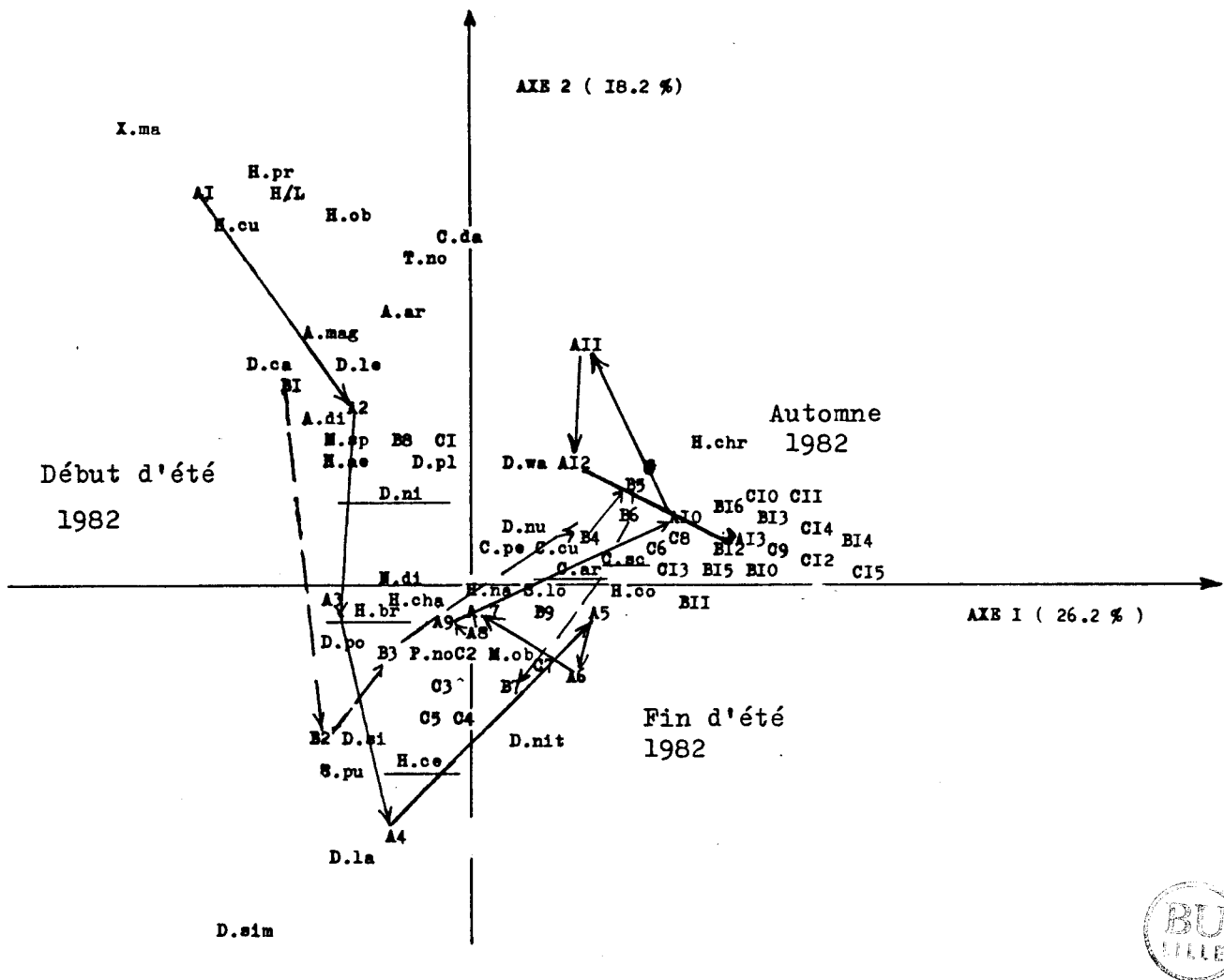


Figure 59 : Plan 1x2 de l'AFC , espèces x relevés , stations de bord d'étang : A,B,C, en 1982 .

: les flèches indiquent l'évolution dans le temps en stations A & B .

Dolichopus simplex comme espèces Accompagnatrices .

A la fin de l'été et à l'automne (mois de septembre - octobre), les trois stations présentent un peuplement faunistiquement moins riche qu'en début d'été et dominé par une seule espèce , Campsicnemus scambus. Cette espèce est structurante et présente une contribution absolue très importante à l'axe 1 (49.9 %) , Campsicnemus armatus accompagné Campsicnemus scambus sur cet axe .

En résumé pour les stations A,B &C:

- L'évolution spatio-temporelle des peuplements des trois stations analysées simultanément ressemble celle qui était observée dans chacune des stations prise séparément : on passe d'un peuplement riche et diversifié dominé par les mêmes espèces (Dolichopus nigricornis , Argyra magnicornis, et Dolichopus campestris en juin , Hercostomus celer et Hercostomus brevicornis en juillet) à un peuplement à la fin d'été et à l'automne, par Campsicnemus scambus .

- Le même rythme d'évolution de peuplement est suivi aux trois stations ,

- Les trois stations montrent un décalage au mois de juin ; ce décalage diminue progressivement dans le temps pour s'annuler à la fin de l'été où une seule espèce est capturée massivement aux trois stations . Le décalage est dû probablement à la présence des espèces moins abondantes différant d'une station à l'autre .

- Le rapprochement entre les relevés de l'automne et les relevés de début d'été (A7,A8,A9,B2,C2,etc....) , est dû à l'assistance d'une second pic d'émergence des espèces abondantes en juin (Campsicnemus scambus par exemple) .

6.2.b. Stations forestières D,E,F et G . :

A - Classement des relevés :

Une classification hiérarchique a été réalisée à l'aide de l'indice de Gower (Figure 60) . Deux groupes de relevés ont été dégagés à

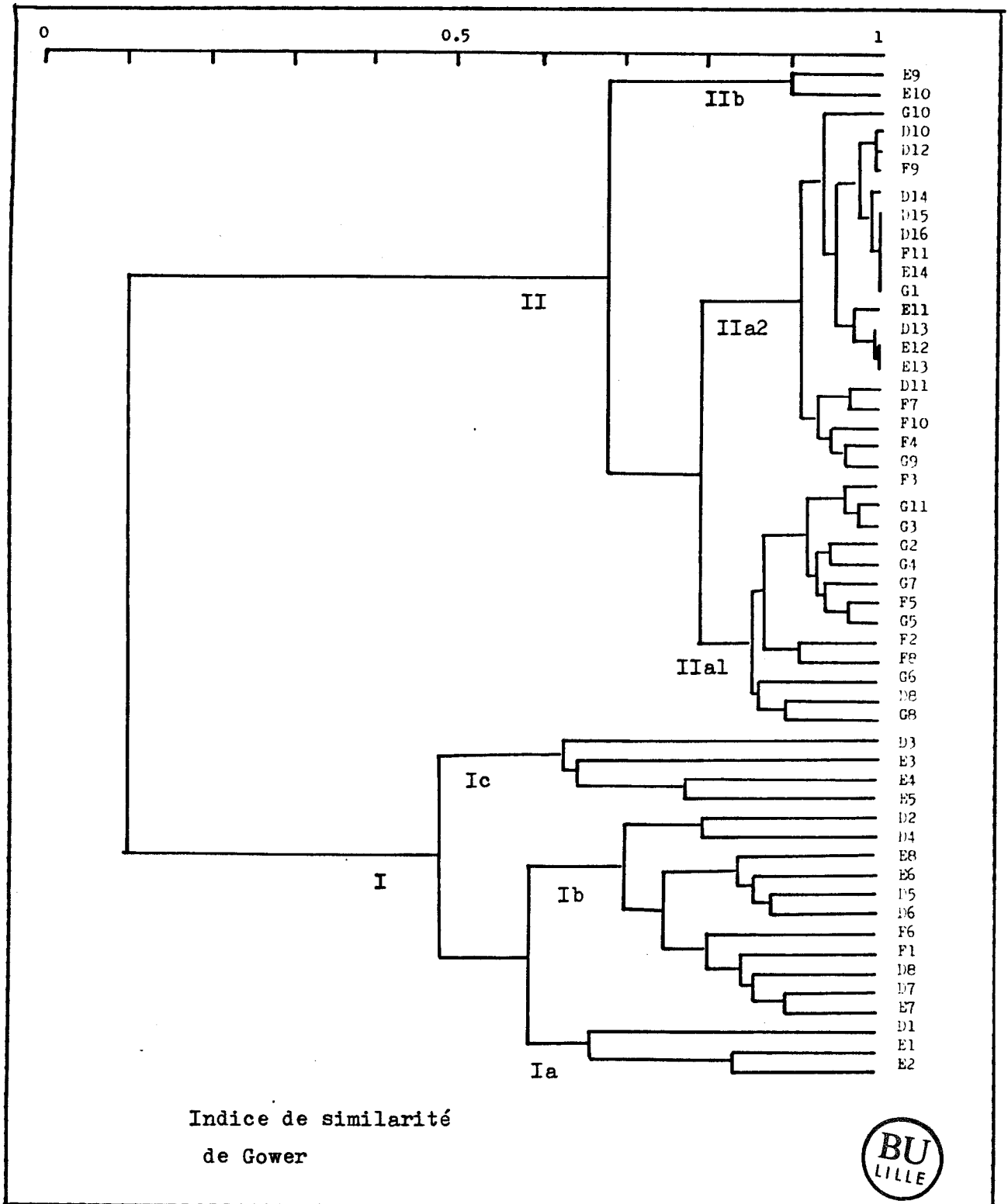


Figure 60 : Classification hiérarchique des relevés , stations forestières
D,E,F,G, en 1982 .

10 % de similarité . Le groupe I comporte trois sous-groupes (Ia, Ib et Ic) qui ont déterminés à 62 % de similarité . Le groupe Ia, réunit les relevés de juin des stations D et E . Le groupe Ib réunit les relevés de juin des stations E, D et F , et les relevés de la fin-août des stations D et E . Le groupe Ic réunit les relevés de début-juillet et de fin septembre à la station E .

Ces trois soue-groupes se réunissent à 48 % de similarité . Le rapprochement entre les relevés F6 et F1 est dû à la dominance de l'espèce Hercostomus celer .

Le groupe II permet de dégager à 75 % de similarité deux sous-groupes IIa et IIb . Le groupe IIa réunit à la fois les relevés de juillet des stations F et G (IIa1) et les relevés d'automne des quatre stations forestières (IIa2) . Le groupe IIb réunit les E9 et E10 à 90 % de similarité .

Les similarités entre relevés augmentent progressivement de juin à l'automne ; cela est lié à la dominance d'un petit nombre d'espèces monopolisant l'espace comme Hercostomus celer et Campsicnemus scambus .

B - Classement des espèces :

Deux groupes d'espèces ont été obtenus à l'aide de l'indice de Gower (Figure 61) . Le groupe I réunit les 4 espèces principales déjà mentionnées . Le groupe II réunit les espèces moyennement abondantes (groupe IIa) et les espèces rares (IIb) . Ces groupes IIa et IIb se réunissent à 74 % de similarité . Le classement des espèces est identique à celui obtenu dans les autres stations . L'espèce Campsicnemus scambus est isolée des autres espèces abondantes , ce qui s'explique par la forte dominance de cette espèce en tous les points du transect au cours de l'année 1982 .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

Les axes 1 et 2 de l'AFC (Figure 62) extraient respectivement 20.1 % et 16.9 % de l'inertie totale du nuage . Le relevé D1 (mi-juin)

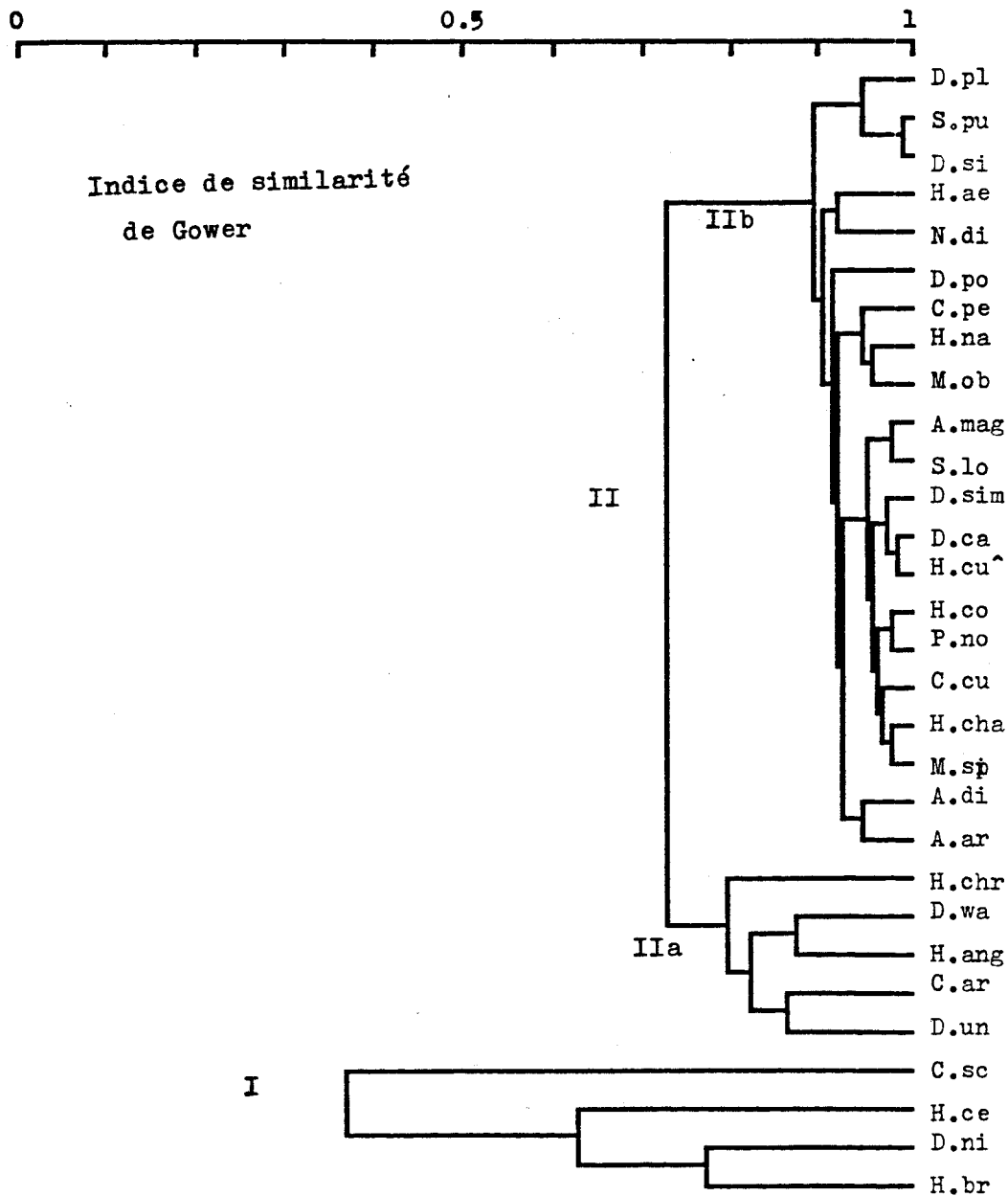
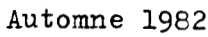


Figure 61 : Classification hiérarchique des espèces , stations
forestières : D,E,F,G, en 1982 .



est celui qui participe le plus à la formation de l'axe 1 : 47.8 % de la contribution absolue est dû à ce relevé . Les espèces Hercostomus chrysozygos et Dolichopus nigricornis en juin et Hercostomus celer en juillet , sont les espèces structurantes de cet axe : 70 % de la contribution fournie par ces espèces . L'axe 2 est principalement formé par les relevés de la fin d'été (76.1 % de la contribution absolue) . L'ensemble des relevés de la fin d'été montre des similarités très élevées et correspond au groupe IIa2 de la classification hiérarchique (Figure). L'espèce contribuant fortement à cet axe est Campsicnemus scambus (78.6 % de la contribution absolue) . Les relevés et les espèces restants figurent près de l'origine des axes : ces relevés reflètent donc la composition faunistique de l'ensemble des stations , tandis que ces espèces sont communes à toutes les stations forestières .

En résumé pour les stations D,E,F & G :

- Nous remarquons donc globalement une grande ressemblance entre les relevés de fin d'été de toutes les stations . Comme nous l'avions remarqué pour les stations de bord d'étang , ceci est dû à la dominance d'une seule espèce : Campsicnemus scambus .

- Nous notons que le relevé D1 s'individualise nettement des autres relevés ; ceci est dû à la dominance de l'espèce Hercostomus chrysozygos , qui n'est trouvée à des effectifs importants qu'en cette station .

- L'ensemble des stations forestières présente une structure de peuplement moins nette qu'aux stations de bord d'étang à la même époque mais ce sont les mêmes espèces qui dominent en forêt et en bord d'étang. Par contre , l'espèce Campsicnemus scambus est la seule espèce capturée dans toutes les stations à la fin de saison .

6.2.c. Stations de contact C et D :

Une analyse globale a été réalisée sur l'ensemble des relevés de 1982 aux stations C et D , situées au contact de l'aulnaie et de la chênaie - bétulaie . La même matrice de données a été également traitée par la classification hiérarchique à l'aide de deux indices déjà utilisés (Gower et Ochiai) .

A - Claasement des relevés :

Les deux indices donnent une structure voisine . L'indice de Gower (Figure 63) permet de dégager trois groupes de relevés (I à III) . Le groupe I réunit les relevés de début d'été (juin et juillet) des stations C et D . Ces relevés sont associés à plusieurs niveaux de similarité . Le groupe II réunit les relevés de la fin d'été à des niveaux de similarité plus élevés qu'au groupe I . Le groupe III réunit les relevés de l'automne . L'ensemble de ces relevés est réuni à une similarité supérieure à 85 % . Ceci est dû à la dominance d'un petit nombre d'espèces comme Campsicnemus scambus et Hercostomus celer .

En conclusion , la similarité augmente progressivement du début d'été à l'automne où l'on observe un maximum de similarité . Ceci est dû d'une part à la disparition des espèces moyennement abondantes ou rares , d'autre part , à la dominance des espèces les plus abondantes (en particulière Campsicnemus scambus , Hercostomus celer , Campsicnemus armatus et Dolichopus nigricornis) .

Les moindres similarités existant entre les relevés de début d'été ont deux origines :

- origine quantitative: les espèces dominantes présentent de fortes variations d'effectifs ,
- origine qualitative : le lot d'espèces rares associé à chaque relevé , varié fortement .

L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 64) permet de former 7 groupes de relevés à 60 % de similarité (groupes I à VII) . Le groupe I d'Ochiai réunit les relevés de début d'été (juin et juillet) qui correspond au groupe I de Gower , avec deux relevés différents (C5 et D6) . Les groupes II et III d'Ochiai réunissent les relevés de la fin d'été et correspondent au groupe II de Gower . Les groupes IV à VII d'Ochiai réunissent les relevés de l'automne et correspondent au groupe III de Gower .

En conclusion , les mêmes associations de relevés de début d'été

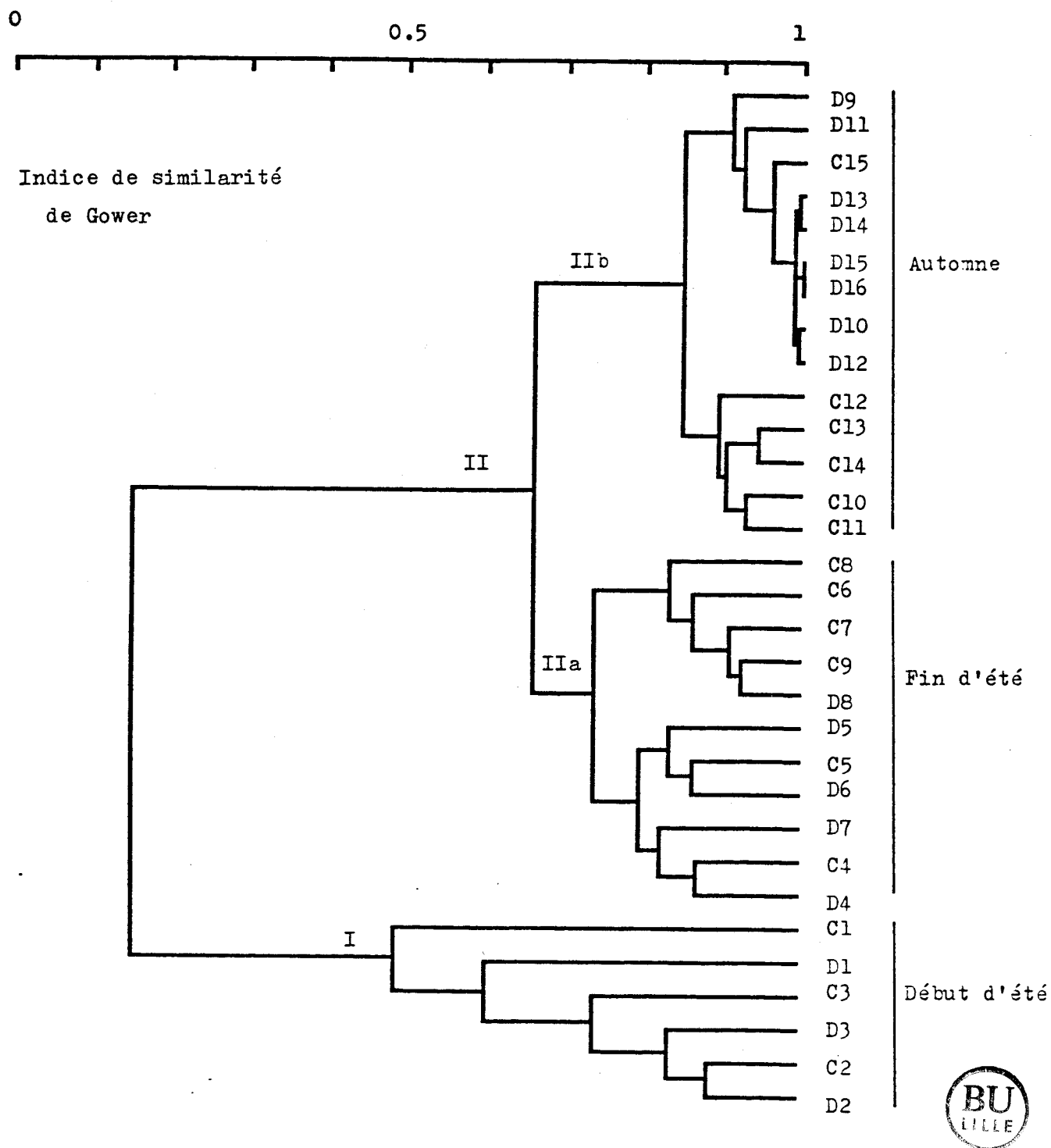


Figure 63 : Classification hiérarchique des relevés , stations
C et D , en 1982 .

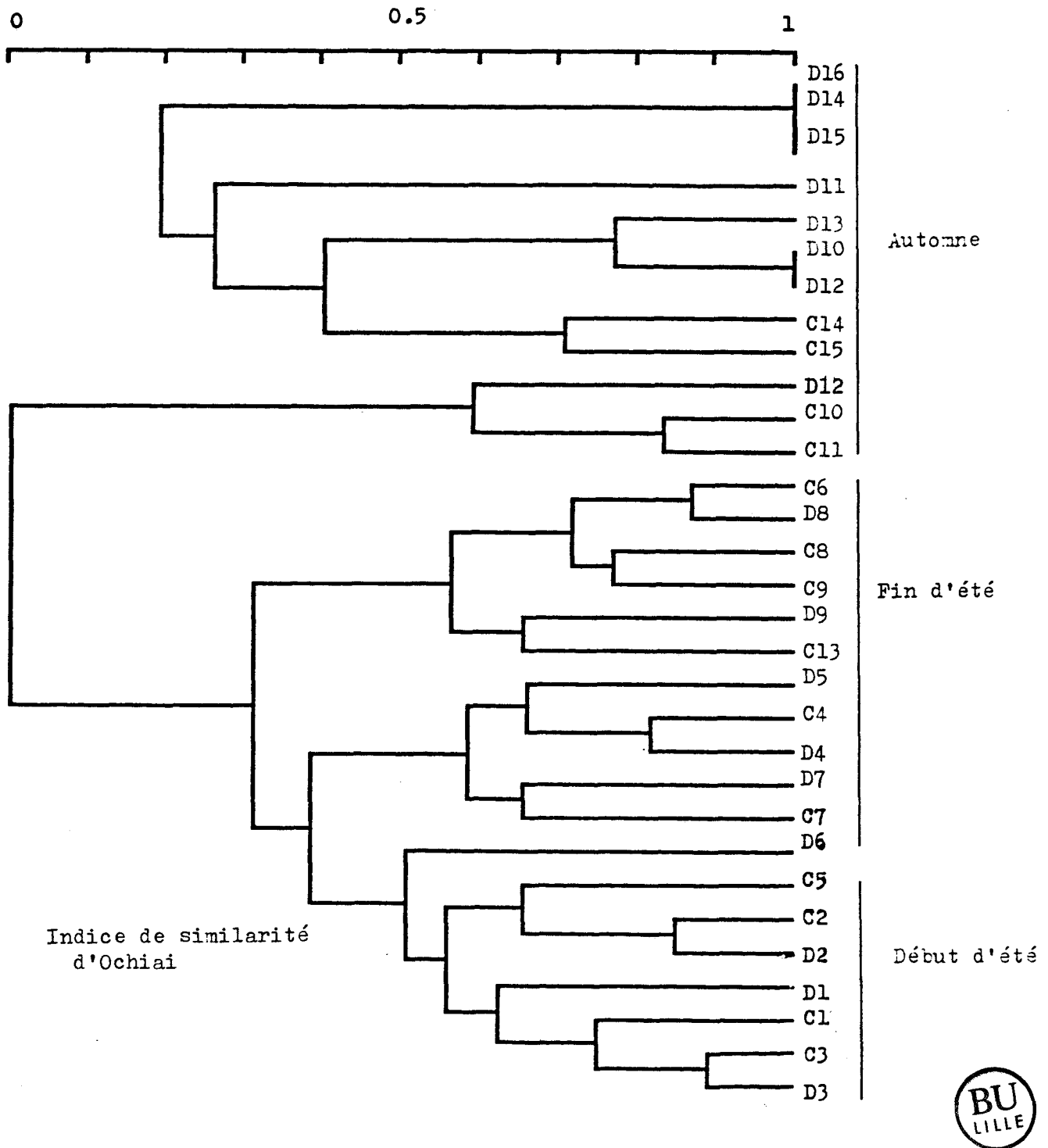


Figure 64 : Classification hiérarchique des relevés , stations C et D , en 1982 .

ont été observées à l'aide de deux indices , c'est-à-dire C2-D2 et C3-D3 . Les deux indices montrent une moindre ressemblance des relevés C1 et D1 . La ressemblance des groupes obtenus par les deux indices s'explique par le fait que les espèces principales ont les mêmes abondances dans tous les relevés ce qui réduit l'importance de la composante quantitative de l'indice de Gower .

B - Classement des espèces :

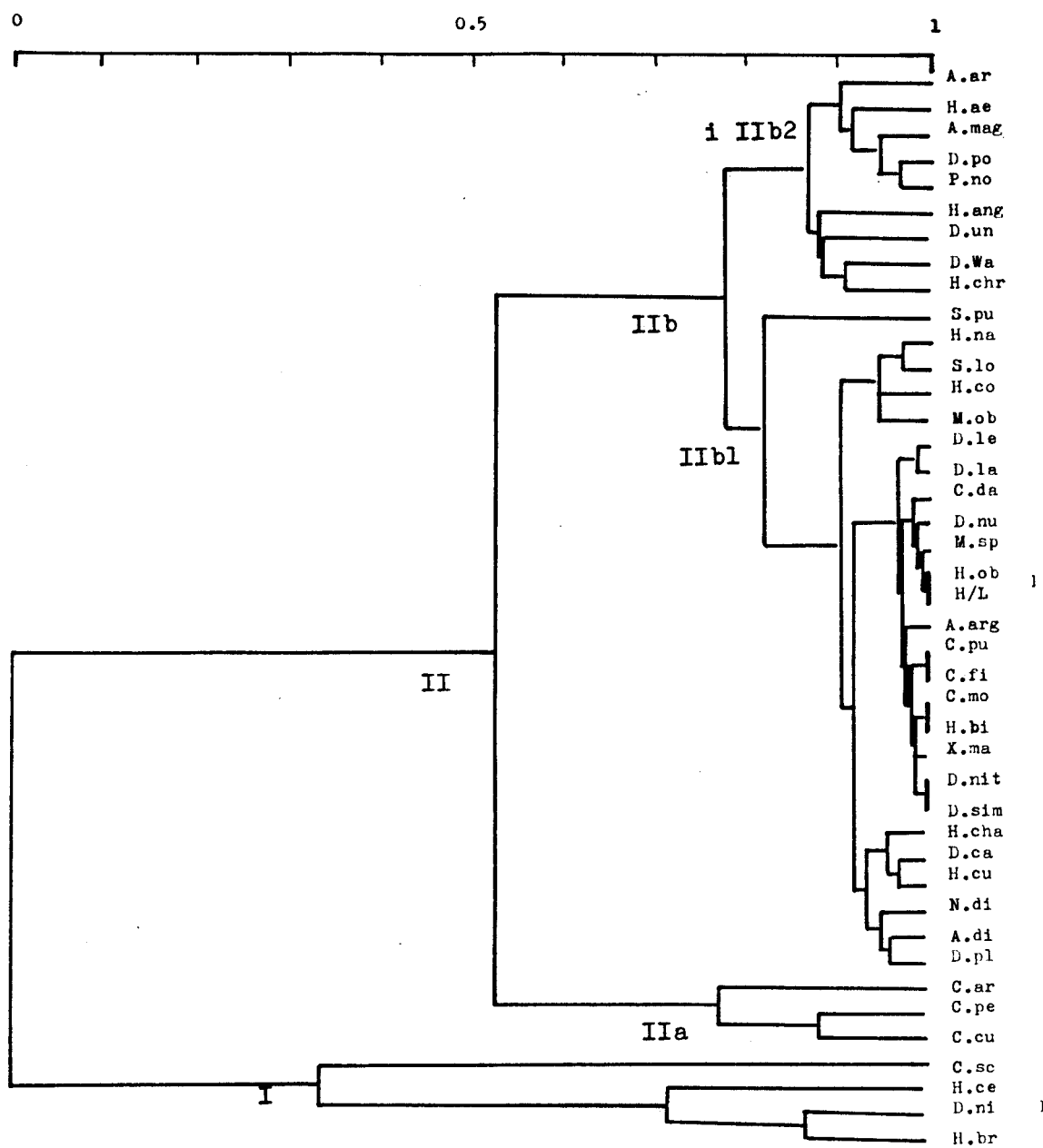
Les deux indices ne révèlent pas la même structure : les groupes d'espèces formés sont différents .

L'indice de Gower (Figure 65) détermine deux groupes principaux (I et II) qui se réunissent à 10 % de similarité . Le groupe I réunit les espèces principales . Le groupe II formé à 75 % de similarité deux sous-groupes (IIa et IIb) . Le sous-groupe IIa réunit les espèces accompagnatrices des espèces du premier groupe (par exemple : Campsicnemus armatus et Campsicnemus cuvripes) . Le sous-groupe IIb réunit les espèces rares (IIb1 à et des espèces moins rares (IIb2) .

L'indice qualitatif d'Ochiai (Figure 66) donne deux grands groupes (I et II) . Le groupe I réunit les espèces dominantes et leurs accompagnantes ; il correspond aux groupes I , IIa et IIb2 de Gower . Le groupe II d'Ochiai réunit les espèces rares et correspond au groupe IIb1 de Gower .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

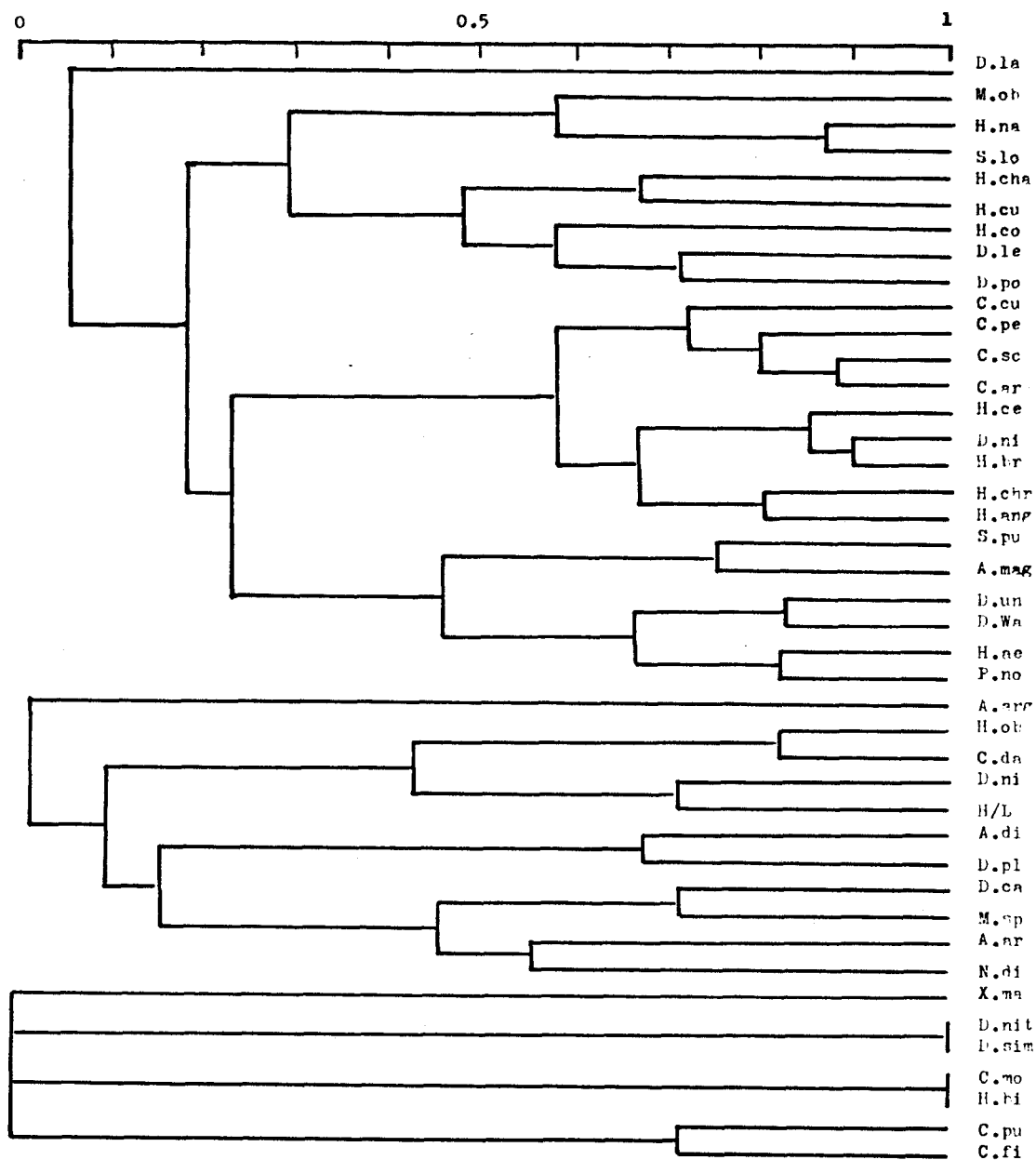
Les deux premiers axes de l'AFC (Figure 67) extraient respectivement 29.7 % et 21.1 % de l'inertie totale . L'AFC couplée à la classification hiérarchique : les trois groupes obtenus avec l'indice de Gower sont délimités sur le plan factoriel . Les relevés de l'automne à la station C et les relevés de juillet à la station D sont les relevés structurants de l'axe 1 . Les espèces représentant les plus fortes contributions sont : Campsicnemus scambus , Hercostomus brevicornis , Dolichopus nigricornis et Campsicnemus armatus (91.7 % de la contribution absolue) . L'axe 2 , montr l'évolution du peuplement début de



Indice de similarité
de Gower



Figure 65 : Classification hiérarchique des espèces , stations
C et D , en 1982 .



Indice de similarité d'Ochiai

Figure 66 : Classification hiérarchique des espèces , stations C et D , en 1982 .



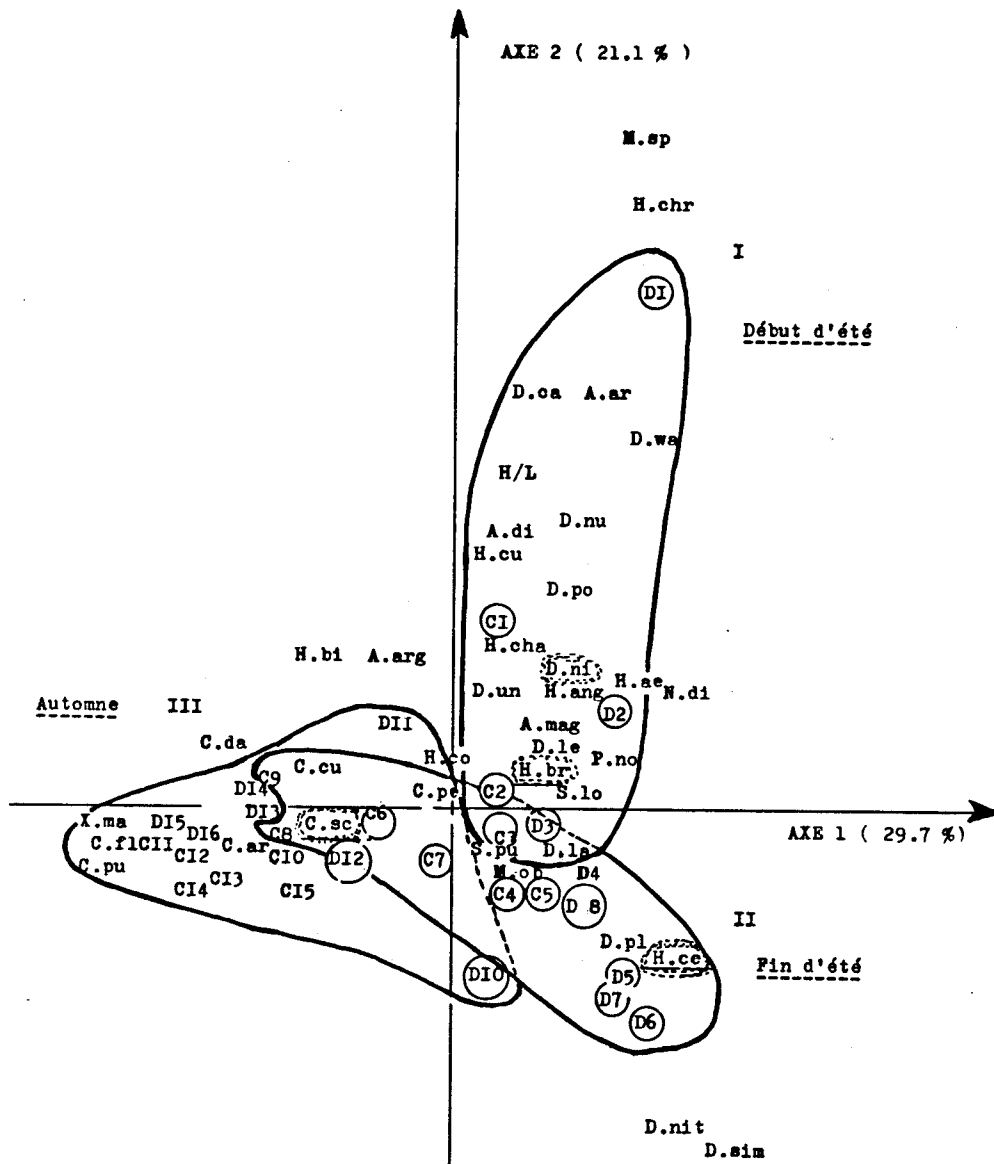


Figure 67 : Plan 1 x 2 de l'AFC , espèces x relevés , stations C et D , en 1982 .

l'été ; les relevés C1 et D1 contribuent fortement à cet axe (66.6%). Les espèces structurantes de cet axe sont Hercostomus celer , Dolichopus nigricornis , Hercostomus chrysozygos et Argyra magnicornis ; ces espèces représentent 80.8 % de la contribution absolue .

En résumé pour les stations C & D :

- L'évolution spatio-temporelle du peuplement ressemble à celle qui était observée dans chacune des stations prises séparément . A la mi-juin (relevés C1 et D1) on a un peuplement riche et diversifié , présentant une structure nette dans l'espace et dans le temps ; ce peuplement est dominé essentiellement par Hercostomus chrysozygos , Dolichopus Wahlbergi , Argyra magnicornis et Hercostomus brevicornis . En juillet c'est Hercostomus celer qui domine. On passe à la fin d'août à un peuplement dominé en station D par Hercostomus celer et par Campsicnemus scamus en station C . Le peuplement de l'automne est dominé dans les stations par la même espèce : Campsicnemus scamus .

- Le décalage entre les deux stations à la mi-juin est dû essentiellement à la composition faunistique : le relevé C1 est plus riche que le relevé D1 . La station C est d'ailleurs un site plus important d'émergence des Dolichopodidae (cf tableau) , notamment aux mois de juin et juillet . Le décalage diminue peu à peu dans le temps et disparaît complètement à l'automne où le peuplement des deux stations est similaire : peuplement dominé par Campsicnemus scamus .

6.3. Comparaison des stations à l'échelle annuelle , et le long du transect étang - forêt :

Après avoir visualisé l'évolution spatio-temporelle des peuplements station par station ou par groupes de stations . Une étude globale sur l'ensemble des données (de juin 1982 à juillet 1983 et pour toutes les stations) va permettre de comparer les structures et décrire l'évolution des peuplements de Dolichopodidae le long du transect étang-forêt . Cette étude a été réalisée sur les deux ensembles suivants :

- Totalité des stations B à G en juin et juillet 1982 et en juin et juillet 1983 .

. Totalité des stations B à G de juin 1982 à juillet 1983 .

6.3.a . Comparaison des stations B à G en juin et juillet 1982 et en juin et juillet 1983 .

A - Classement des stations :

Nous distinguons pour le dendrogramme concernant les stations deux ensembles de stations qui se regroupent à 40 % de similarité .

Le groupe I (Figure 68) comprend les stations de bord d'étang B et C en 1982 et en 1983 . Dans ce groupe la station B - 1983 s'individualise du fait de l'augmentation des effectifs des espèces principales et aussi de l'augmentation du nombre des espèces de moyenne ou faible abondance . Les stations C-1982 , C-1983 et B-1982 sont très semblables : les peuplements qu'elles abritent en juin et juillet sont très proches . Les deux stations sont des sites privilégiés de développement des larves de Dolichopodidae et leur richesse faunistique générale est très favorable à la circulation des adultes qui se trouvent les proies nécessaires (nombreux micro-diptères Chironomes par exemple) .

Le groupe II (Figure 68) comprend toutes les stations forestières (D,E,F et G) en 1982 et en 1983 . A 70 % de similarité on peut définir trois sous-groupes de stations (IIa , IIb et IIc) .

Le sous-groupe IIa réunit les stations D et E de 1982 et station E 1983 ; la ressemblance entre ces stations est due à la dominance de Dolichopus nigricornis .

Le sous-groupe IIb réunit les stations D , F et G de 1983 : cela est dû à la forte dominance exercée par l'espèce typiquement forestière Hercostomus celer qui représente alors 80 % de l'effectif total .

Le sous-groupe IIc réunit les stations F et G en 1982 avec une similarité supérieure à 85 % : cette forte ressemblance est due à une composition faunistique très pauvre en nombre d'espèces comme en nombre d'individus et une nette dominance des quatre espèces principales dans les stations .

En conclusion , les résultats montrent donc qu'au long du transect

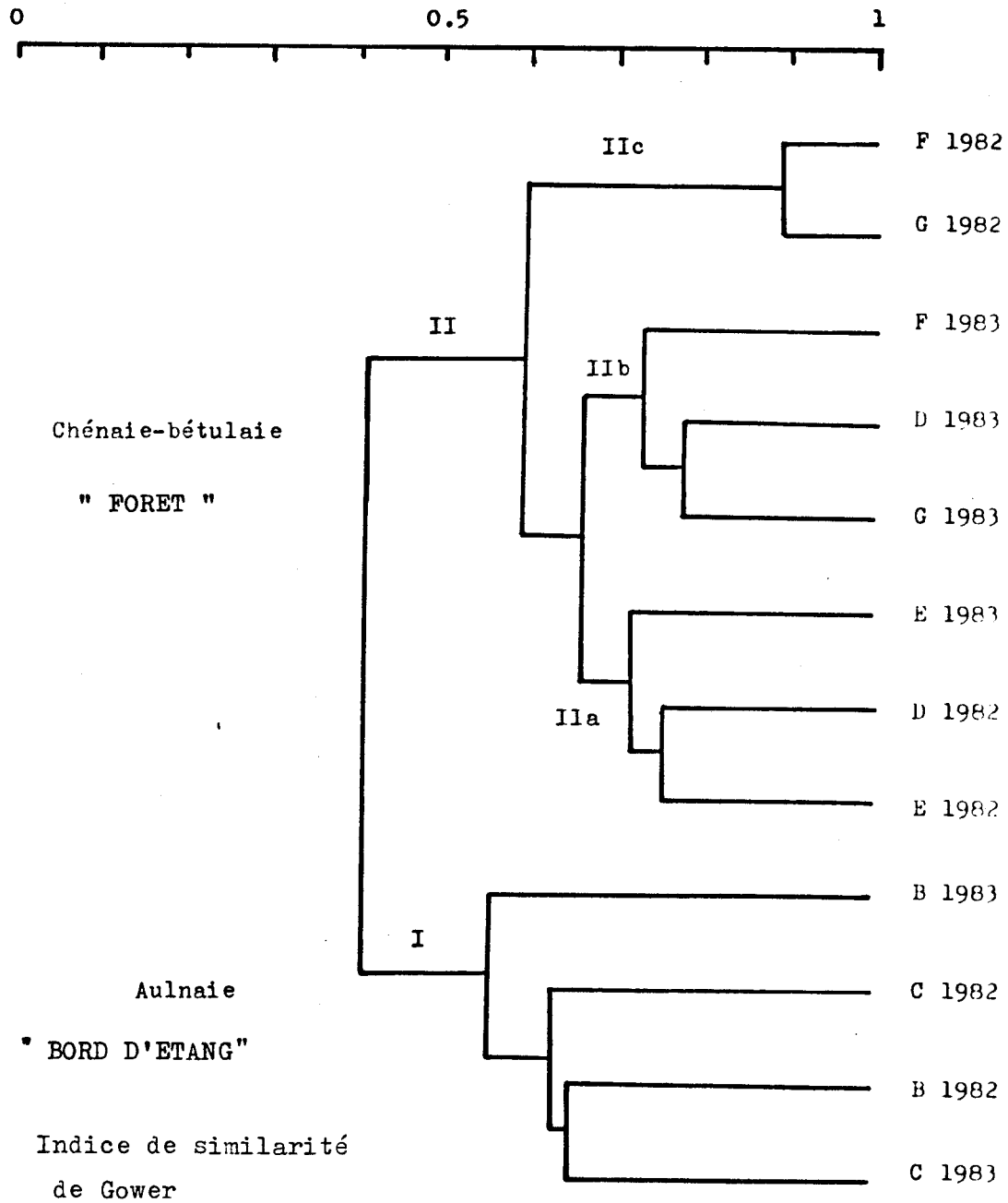


Figure 68 : Classification hiérarchique des stations B à G,
en 1982 et 1983 .



étang - forêt , deux biotopes sont distincts comprenant :

- les stations de bord d'étang B et C ,
- les stations forestières D , E , F et G .

Dans les groupes constitués sur le dendrogramme , les faunes de ces stations se distinguent par leur richesse spécifique : beaucoup plus élevée dans les stations de l'aulnaie , et part l'importance relative prise par chacune des espèces principales (Hercostomus celer , Campsicnemus scamus , Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis)

La comparaison de deux étés successifs (1982 et 1983) montre que les peuplements sont stables : l'opposition aulnaie-chênaie se montrent d'une année sur l'autre . Toutefois , le peuplement de l'aulnaie à sphaignes (station B) montre quelques différences entre juillet 1982 et juillet 1983 . Ces différences peuvent être attribuées à des raisons climatiques : les précipitations ont été beaucoup plus forte au printemps 1983 et suivis d'un été beaucoup plus chaud et sec, ce qui se repercute à la fois sur l'intensité de l'émergence et sur la mobilité des adultes.

B - Classement des espèces :

La classification hiérarchique des espèces a été effectuée seulement à l'aide de l'indice quantitatif de Gower (Figure 69) . 65 % de similarité permet de regrouper l'ensemble des espèces en 4 groupes (I à IV) . Les groupes I et II réunissent les espèces peu abondances ou rares . Les groupes III et IV réunissent les espèces de moyenne et forte abondance .

Nous remarquons que les espèces les plus abondantes (Hercostomus celer , Campsicnemus scamus , Dolichopus nigricornis et Hercostomus brevicornis) forment un groupe tout à fait indépendant des autres groupes d'espèces : similarité presque nulle avec les autres espèces ou groupes d'espèces . L'isolement de Hercostomus celer au sein de ce groupe d'espèces principales est dû à sa dominance particulière au début de l'été 1983 (début de juillet) dans les stations D et G .

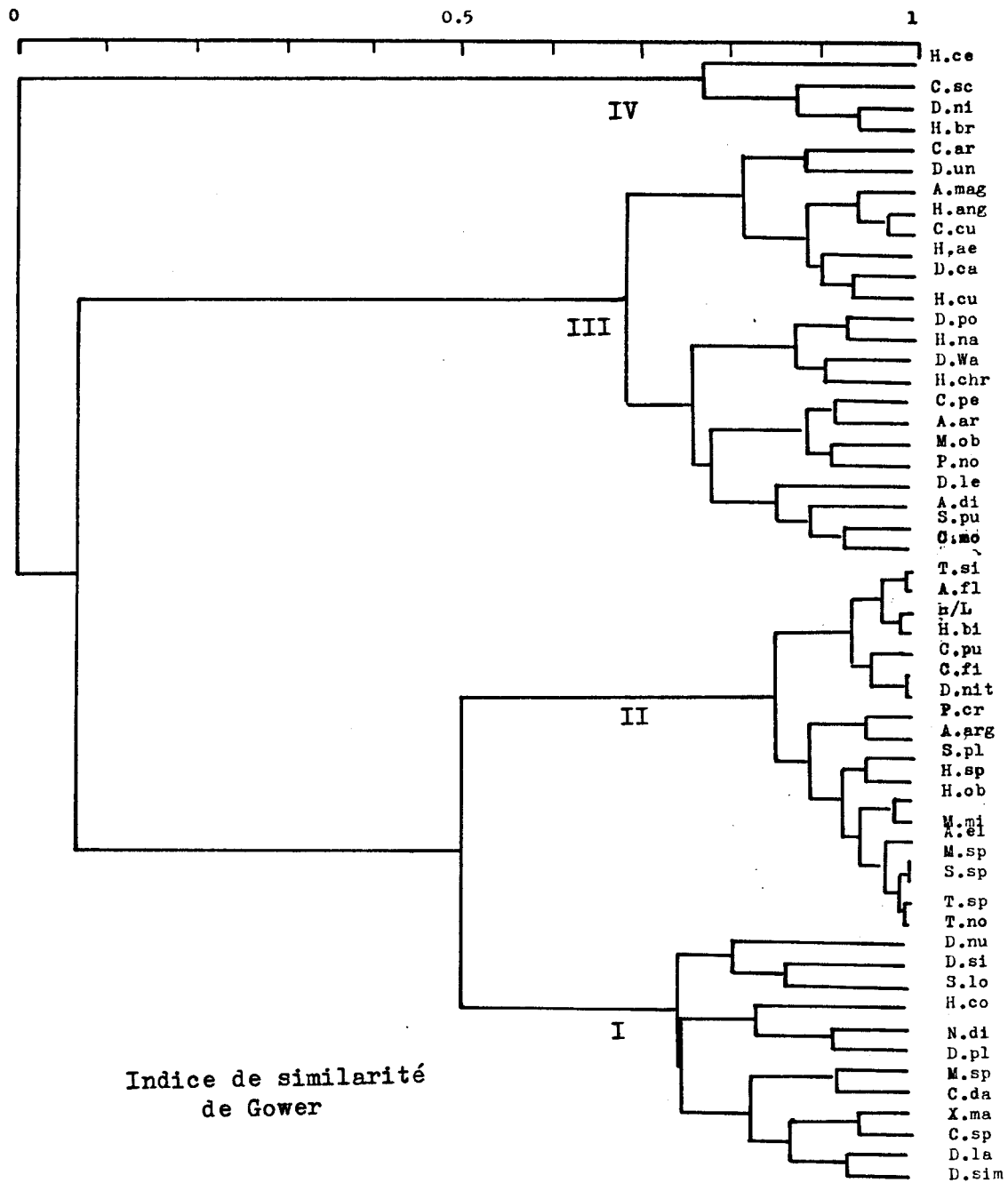


Figure 69 : Classification hiérarchique des espèces , stations B à G,
de juin 1982 à juillet 1983 .

C - Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

Les deux premiers de l'AFC (Figure 70) extraient respectivement 23.3 % et 20.3 % de l'inertie totale du nuage . Les deux stations de bord d'étang B et C en 1982 contribuent fortement à l'élaboration du 1' axe 1 (50.4 %) . Les espèces participant à la formation de cet axe sont : Dolichopus lepidus , Dolichopus unguatus , Hercostomus cupreus, Sciopus longulus et Dolichopus campestris . L'axe 2 est expliqué par les stations de bord d'étang en 1982 et la station G en 1983 qui , ensemble , ont contribution de 70.9 % sur cet axe , les espèces structurantes sont : Campsicnemus scambus et Campsicnemus armatus (en station C en 1982), et Hercostomus celer et Sciopus longulus (en station G en 1983) .

En résumé pour l'ensemble des stations B à G en juin et juillet 1982 et 1983

- le phénomène major est exprimé par l'axe 1 . Il oppose les stations de l'aulnaie (B et C) aux stations de la chênaie (D à G) , ces dernières étant caractérisées par l'espèce Hercostomus celer .

- l'axe 2 exprime plutôt les différences inter annuelles . Les stations situées à l'interface aulnaie - chênaie (stations C et D) sont très semblables en 1982 et occupées par un peuplement de type subaquatique dominé par Campsicnemus scambus et Campsicnemus armatus . Ces stations C et D sont nettement différentes (s'éloignent sur le plan factoriel) en 1983 : la station C conserve son caractère subaquatique tandis que la station D présente un peuplement typiquement forestier dominé par Hercostomus celer .

- sur le plan 1 x 2 , on observe que la des points B à G offre des profils différents en 1982 et en 1983 ; l'écartement entre ces points est plus fort en 1983 ce qui traduit une plus forte individualisation des deux peuplements - types : peuplement à Campsicnemus scambus (tourbière : station B) et peuplement à Hercostomus celer (chênaie : E , F et G) . Les stations de l'interface (C et D) peuvent présenter des peuplements identiques ou très différents suivant les années .



Figure 70 : Plan 1 x 2 de l'AFC , espèces x relevés , stations B à G , juin et juillet en 1982 et en 1983 .

6.3.b. Comparaison des stations le long du transect étang-forêt de juin 1982 à juillet 1983 .

Cette analyse a été réalisée sur la somme des récoltes de juin 1982 à juillet 1983 , aux stations B à G . Pour cette analyse , les deux axes (1 et 2) ont été retenus (Figure 71) . Ils extraient 70.7 % de l'inertie totale .

Suivant l'axe 1 , qui extrait 36.9 % de l'inertie totale , les stations de bord d'étang B et C sont opposées et contribuent pour 89.3 % . Les espèces participant à la formation de cet axe sont du côté de la station B : Dolichopus campestris , Dolichopus unguatus , Dolichopus lepidus et Hercostomus cupreus , et du côté de la station C : Campsicnemus armatus .

Suivant l'axe 2 , qui extrait 33.8 % de l'inertie totale , les stations forestières (D,E,F et G) s'opposent aux deux stations précédentes B et C , stations de l'aulnaie , les espèces Hercostomus celer, Hercostomus brevicornis , Dolichopus nigricornis , Hercostomus chrysozygos Sciopus longulus , espèces participant à la réalisation de cet axe .

En résumé pour l'ensemble des stations B à G de juin 1982 à juillet 1983 :

- pour cette analyse nous retrouvons la même structure que dans l'analyse précédente (§ 6.3.a) . En effet , nous retrouvons un groupe de bord d'étang et un groupe forestier . La station C est , de ce point de vue globale , plus proche de la tourbière (station B) tandis que la station D confond son identité forestière .

- Nous voyons donc globalement qu'il existe au long du transect deux biotopes séparés , caractérisés par leurs espèces dominantes , une similitude existe à l'intérieure de chaque biotope , quoique l'on ait vu que les stations de l'interface (C et D) soient sujettes à des fluctuations entre annuelles .

- La contribution importante des stations de bord d'étang est due à la fois à une plus grande richesse en Dolichopodidae et à des niveaux d'abondance souvent très élevés .

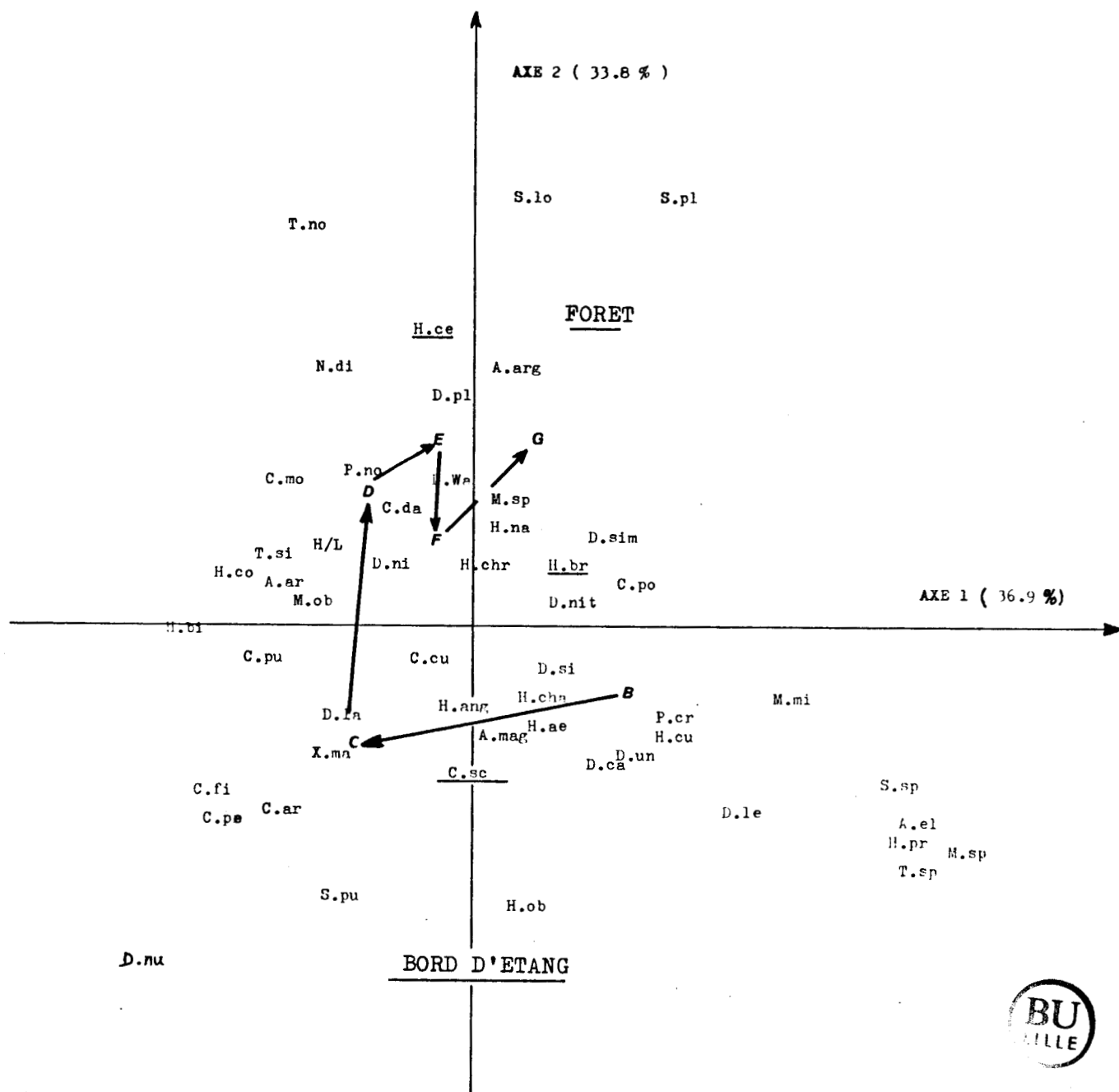


Figure 71 : Plan 1 x 2 de l'AFC , stations x espèces , au long du transect étang - forêt , de juin 1982 à juillet 1983 .



6.4. Conclusion :

Les analyses statistiques multivariées ont donné des résultats importants sur la structure et l'évolution du peuplement des Dolichopodidae . L'utilisation simultanée des classifications hiérarchiques a permis de mettre en évidence des groupes de relevés présentant une similitude de structure et composition faunistique . De même pour les espèces des groupes caractéristiques ont été isolés .

Trois groupes d'espèces sont distingués :

- Un groupe d'espèces dominantes qui sont des espèces déterminant les axes de l'AFC (espèces structurantes) . Ces espèces sont caractéristiques au site : espèces de bord d'étang et espèces forestières . Ce sont :

. Hercostomus celer et Hercostomus brevicornis , espèces caractérisant la chênaie - bétulaie .

. Campsicnemus scambus , espèce caractérisant l'aulnaie et la végétation subaquatique (végétation à Rumex hydrolapathum) .

. Dolichopus nigricornis , espèce caractérisant le contact entre la chênaie - bétulaie et l'aulnaie .

- Un groupe d'espèces de moyenne d'abondance . Ce sont des espèces qui sont présentes sur des périodes assez longues (quelques semaines) voire toute l'année . Elles participent de façon moins puissante à la formation des axes factoriels , mais y sont bien corrélées : espèces dites " accompagnatrices " ou accompagnantes .

- Un groupe d'espèces " rares " . Ce sont des espèces peu abondantes , représentées sur des périodes très limitées . La majorité de ces espèces à effectif faible , est rencontrée au cours des périodes les plus favorables aux Dolichopodidae : juin et juillet . Ces espèces, qui sont souvent mal échantillonnées (puisque rares) perturbent les classifications basées sur la simple présence - absence (indice d'Ochiai) . L'utilisation de ces indices qualitatifs est à proscrire dans le cas de peuplements présentant beaucoup d'espèces à effectifs faibles .

Du point de vue phénologique , les analyses multivariées regroupent

Du point de vue phénologique , les analyses multivariables regroupent les relevés en 4 groupes (périodes) :

- En juin et juillet , le peuplement est riche , diversifié , et présente des effectifs très importants ,

- En août et début-septembre , le peuplement est moins riche , les effectifs sont faibles sauf pour quelques espèces présentant un deuxième pic annuel d'abondance : Campsicnemus scambus ,

- En automne (mi-septembre à début-octobre) , les Dolichopodidae adultes cessent leur activité . Les espèces présentent des effectifs très faibles voire nuls : les dernières espèces existant sont les espèces les caractéristiques du site : Campsicnemus scambus en bord d'étang et Hercostomus celer en forêt ,

- Au printemps , la reprise d'activité (première émergence) a lieu à la mi-mai . Ces espèces précocées sont rencontrées à la fois dans l'aulnaie et la chênaie .

D'un relevé à l'autre , les différences entre les relevés sont beaucoup plus marquées en début d'été qu'à l'automne , ce qui indique que la dynamisme du peuplement est maximal en été : on assiste à des remplacements d'espèces ou des dominance d'espèces . En automne , le peuplement est moins diversifié , a une composition faunistique et une structure beaucoup plus stable d'un relevé à l'autre .

L'AFC a mis en évidence , selon des axes représentatifs , l'évolution de la structure des peuplements dans le temps et dans l'espace . Les analyses montrent que les différentes stations réparties au niveau de la lisière et le long d'un transect forestier , ont des évolutions souvent similaires quant à la succession des pics d'abondance et de diversité . Néanmoins , aulnaie et chênaie ont des peuplements qui leurs propos (peuplement à Campsicnemus scambus et peuplement à Hercostomus celer) , et l'on assiste au niveau de l'interface à des mélanges de peuplements plus ou moins fort d'une année à l'autre . La diminution de diversité spécifique se produisant de juin à l'automne , se traduit par une banalisation de la faune qui est dominée par le seul peuplement subaquatique (peuplement à Campsicnemus scambus) .

CONCLUSION GENERALE

En écologie moderne, l'importance des lisières dans le fonctionnement globale d'un écosystème est de plus en plus mise en évidence . Toutefois, les descriptions classiques de biotopes et de peuplements se rapportent à des unités autant que possible homogène, et l'écologie descriptive des lisières est encor, même dans les biotopes commus, très insuffisante.

Notre étude a consisté en une description des peuplements de Diptères Dolichopodidae d'un secteur forestier situé au bord de l'étang du Prussien. Le but du travail est de voir les modifications de composition et de structure des peuplements se produisant au cours d'un cycle annuel au niveau du contact forêt-étang . La lisière n'est pas une simple limite entre l'écosystème forêt (chênaie-bétulaie) et l'écosystème étang : une aulnaie hygrophile d'une dizaine de mètres de large ceinture l'étang et forme, du point de vue végétal , un nouvel écosystème distinct des deux écosystèmes adjacents. Dans le même temps , la présence du plan d'eau induit au sein de la chênaie un gradient d'humidité qui n'agit pas de façon très marquée sur la composition et la production des insectes à larves édaphiques , en particulier les Dolichopodidae .

L'échantillonnage a été établi en fonction de ces préoccupations et dans l'optique de traitements statistiques multivariabiles ultérieurs .Deux types de pièges ont été utilisés . D'une part , des pièges à émergence ont permis de localiser les sites de vie larvaire d'une partie des espèces rencontrées . D'autre part, des pièges jaunes ont permis d'abondantes captures des Dolichopodidae circulant en bord d'étang ou en forêt .

Sur la base des descriptions phytosociologiques et pédologiques , 7 strates d'échantillonnage ont été installées comportant chacune une batterie de 4 pièges à émergence et de 5 pièges jaunes (exception faite de la station aquatique , équipée uniquement de pièges jaunes flottants). Deux stations ont été permis d'étudier les deux types d'aulnaie en présence : aulnaie à Carex et aulnaie à sphaignes (tourbière) . 4 stations ont été établies le long d'un transect perpendiculaire à la rive dans les faciès phytosociologiques détectables au sein de la chênaie à bouleaux .

Près de 30000 individus de Dolichopodidae ont été capturés ce qui indique une productivité très élevée : en moyenne plusieurs dizaines d'individus par piège jaune pendant la période d'activité de ces insectes (mai à début octobre) . Quoique d'origine récente , puisque nés d'effondrements miniers , l'étang et ses abords se révèlent riche : les Dolicho-

podidae , insectes prédateurs , reflétant l'abondance des ressources des systèmes en présence . Compte tenu de la faible surface explorée (de l'ordre de l'hectare) , ce site intraforestier a une richesse (56 espèces) et une diversité en Dolichopodidae comparable aux sites étudiés en milieu prairial et de marais par LEPRETRE (1981) et BRUNEL (1983) .

Les peuplements présentent des diversités et des structures différentes suivant l'endroit où l'on se trouve par rapport à l'étang mais aussi le long d'un cycle annuel . Les techniques d'analyse multivariable utilisées (AFC et classifications hiérarchiques) ont permis de réaliser une synthèse des grands tableaux de données recueillis et de définir deux grands types de peuplements : un peuplement typique de la lisière (aulnaie) et un peuplement forestier moins riche .

La faune présente un net maximum de diversité au niveau des deux types de biotopes (aulnaies) qui constituent l'interface étang-forêt . Le peuplement est dominé par Campsicnemus scambus , espèce qui est aussi observée en abondance au-dessus de la surface de l'eau . Le peuplement présente un grand nombre d'espèces . Les diagrammes rangs-fréquences tracés pour ces stations de l'interface sont réguliers pendant une grande partie de la belle saison et correspondent à un système équilibré (stade 2 , suivant FRONTIER, 1976) . Outre par cet aspect structuré , le peuplement de la lisière se caractérise par plusieurs espèces qui lui sont propres : Campsicnemus scambus , Campsicnemus armatus , Argyra argyria , Hydrophorus praescox , Medetera micacea . Au niveau des analyses Factorielles effectuées , Campsicnemus scambus se révèle d'ailleurs comme espèce structurante tandis que les autres espèces citées l'accompagnent et sont nettement corrélées aux axes opposant ce peuplement au peuplement forestier . Enfin, l'aulnaie à Carex et l'aulnaie à sphaignes ne se distinguent pas du point de vue de leur composition faunistique et ne diffèrent que par de faibles différences quantitatives . Du point de vue des Dolichopodidae , tant adultes que larvaires , ces biotopes hébergeant un peuplement bien structuré et diversifié peuvent donc être considéré comme des éléments d'un véritable écosystème : l'écosystème lisière . Le peuplement de cette aulnaie hygrophile peut être dénommé peuplement à Campsicnemus scambus et Dolichopus nigricornis .

La chênaie à bouleaux est moins diversifiée du point de vue phyto -

sociologique . D'un point à l'autre du transect étudié , les espèces végétales sont sensiblement les mêmes . Un examen détaillé du milieu à toutefois permis d'y délimiter 4 espèces qui se succèdent à partir de l'aulnaie : faciès à Betula pubescens , faciès à Oxalis et Houlcus mollis, faciès à Rubus , faciès à Pteridium aquilinum . Dans les 4 stations d'étude installées dans ces faciès , les Dolichopodidae piégés en émergence sont moins nombreux qu'au niveau de l'aulnaie et sont surtout représentés par Hercostomus celer . La composition du peuplement circulant , établie à l'aide des pièges jaunes , est différente de celui de l'aulnaie : quelques espèces sont caractéristiques de cette chênaie (par exemple Sciopus platypterus) mais le chagement le plus net est observé au niveau des dominances des espèces . Les diagrammes rangs-fréquences montrent une dominance quasi - constante et souvent très parquée de Hercostomus celer et Hercostomus brevicornis . Ces diagrammes sont généralement plus pentus que ceux du système lisière ce qui traduit une moindre organisation de ce peuplement forestier . Cette moindre diversité des Dolichopodidae ne doit cependant pas entraîner de généralisation sur l'état du système car d'autres taxons occupant des rangs trophiques voisins , tels que les Empididae et les Rhaginidae, sont plus abondants dans la chênaie que dans l'aulnaie . Ce peuplement forestier faiblement diversifié (stade 1 ou 1' de FRONTIER) a été nommé peuplement forestier à Hercostomus celer et Hercostomus brevicornis . Les émergences des espèces de ce peuplement se produisent uniquement en début de saison (mi-juin) . Au niveau des pièges jaunes , le peuplement circulant observé n'est pas propre à la chênaie mais résulte d'un mélange d'espèces du peuplement à Hercostomus et d'espèces provenant de la zone d'interface (peuplement à Campsicnemus) . Les diagrammes rangs-fréquences ont un profil irrégulier qui exprime cette mixité du peuplement circulant . En particulier , on trouve Dolichopus nigricornis , espèce de grande taille émergeant surtout dans la tourbière , parmi les espèces dominante le peuplement forestier . La diffusion de cette espèce n'est pas d'une très grande ampleur car son degré de dominance décroît au fur et à mesure que l'on pénètre au sein de la chênaie . Cette remarque vaut pour d'autres espèces si bien que c'est surtout la station qui se trouve au contact du système aulnaie (faciès à bouleau pubescent) qui montre la plus forte diversité . En début d'été (juin - juillet) , cette station montre d'ailleurs un peuplement très équilibré (diagrammes rangs-fréquences réguliers de type 2) malgré le caractère mixte de sa composition .

Par conséquent, il existe au contact de l'étang et de la chênaie un système lisière matérialisé par une aulnaie (forêt hygrophile) et occupé par un peuplement bien structuré à Campsicnemus scamus et Dolichopus nigricornis . Ce peuplement diffère de celui de la chênaie d'origine qui présente un peuplement à Hercostomus plus pauvre . De plus, les productivités des deux systèmes sont très différentes et on assiste pendant une grande partie de l'année à un envahissement de la chênaie par des espèces de la lisière . Il en résulte une mixité du peuplement forestier qui s'exprime suivant un gradient perpendiculaire au bord d'étang . Un nouveau contact, non apparent du point de vue phytosociologique , s'établit entre le système de contact lui-même (aulnaie) et la chênaie : ce contact se traduit par une diffusion d'espèces et d'individus dans le sens aulnaie - chênaie . Ces espèces colonisent le milieu forestier pendant la belle saison où elles trouvent vraisemblablement un complément de ressources, mais elles ne s'y installent pas puisqu'elles n'apparaissent pas au niveau des émergences.

Enfin, les analyses effectuées dans le sens chronologique montrent que les différences de composition et de structure de peuplement mises en évidence en sont pas marquées toute l'année . Au moment des premières émergences (mai - début juin) , les deux peuplements circulant sont individualisés car ils sont le reflet des émergences . En période estivale, le peuplement de la lisière , riche , diversifié et surtout abondant, va diffuser vers la forêt sèche et conférer au peuplement de celle-ci son caractère mixte . Ces changements sont révélés à la fois par les analyses factorielles (par un rapprochement relatif des points représentant les stations) et par l'évolution des diagrammes rangs-fréquences . A l'automne la faune printannière et estivale est épuisée et la diversité diminue nettement . Toutefois, on assiste au niveau du système lisière à une seconde vague (moins importante) d'émergence tandis qu'aucune émergence n'est signalée dans la chênaie . On obtient dans l'aulnaie un nouveau pic de diversité du peuplement à Campsicnemus scamus . La forêt de chênes n'abrite alors que ces espèces du peuplement à Campsicnemus scamus qui diffuse depuis l'aulnaie , mais sur une distance très limitée : seule les deux premiers faciès de la chênaie sont explicités de façon significative les Dolichopodidae , les faciès les plus éloignés du bord d'étang parcourus que par quelques rares individus .

L'ensemble de ces résultats a été acquis au prix d'un échantillonnage lourd et réfléchi en fonction du problème posé d'une part, et d'autre part en fonction des moyens statistiques et informatiques disponibles. Les analyses factorielles (AFC) se sont montrées très efficaces pour dégager les espèces structurantes des peuplements (espèces ayant de fortes contributions absolues et corrélations aux axes extraits) ainsi que les espèces caractéristiques des deux peuplements (fortes corrélations). Les classifications hiérarchiques apportent un complément indispensable à la lecture et à la critique des plans factoriels, évitant en particulier les erreurs d'interprétation liées aux projections sur un nombre réduit de plans, d'un nuage de points multidimensionnel. Les notions d'abondance, de dominance et même de diversité (indice de SHANNON) n'apportent qu'une information limitée comparativement aux diagrammes rangs-fréquences. Ces diagrammes lus de façon isolée expriment à la fois ces notions de dominance et de diversité et ils indiquent, par leur forme, le degré d'équilibre du peuplement. Par ailleurs, la comparaison de plusieurs diagrammes établis sur les stations ou sur les différentes périodes d'activité des insectes permettent de décrire l'évolution spatiale et temporelle de la composition et de la structure des peuplements et de détecter des mélanges de peuplements.

L'absence quasiment totale de bibliographie relative à l'éthologie de ces insectes ne permet pas d'expliquer les raisons et les mobilités de la diffusion des espèces. Une démarche fructueuse consisterait en une étude plus poussée avec, comme corollaires : i) l'emploi d'un nombre important de pièges de type variés - en particulier de pièges d'interception de type piège Malaise permettant de juger des sens de migration. ii) une observation de terrain permettant de récolter des données d'ordre comportemental-régime alimentaire, éthologie de la reproduction qui sont vraisemblablement à la base de ces migrations iii) l'utilisation d'un pas temporel d'échantillonnage plus court et une période de travail de terrain limitée au printemps et au début d'été, ces périodes correspondant à la mise en place de deux peuplements décrits puis à leur brassage.

BIBLIOGRAPHIE

B I B L I O G R A P H I E

A

ASSIS FONSECA E.C.M., 1978.- Diptera Orthorrhapha Brachycera Dolichopodidae.
Handbk Ident . Br . Insects . IX(5) R. ent.Soc.London. 90p.

B

- BAILLOT S ., 1975.- Etude des mécanismes éco-éthologiques de l'émergence chez quelques Diptères Chironomidae et Sciaridae des landes armoricaines . Thèse Troisième Cycle, Univ. Rennes , 97p.
- BAILLOT S., BRUNEL E., TREHEN P., 1976.- Comparaison des Diptères produits et capturés dans une parcelle bocagère au moyen de nasses à émergence et de pièges jaunes: signification dans le processus de colonisation de l'espace. In: C.R. Table Ronde CNRS "Ecosystèmes bocagers" Rennes, 359 - 365 .
- BAILLOT S., TREHEN P., 1974.- Variations de l'attractivité des pièges colorés de Moericke en fonction de la localisation spatio-temporelle de l'émergence, des comportements sexuels et des phases de dispersion de quelques espèces de Diptères. Ann.Zool.-Ecol.anim.,6(4):575-584.
- BENZECRI J.P.& collab., 1973.- L'analyse des données . Tome I. La taxinomie; Tome II. L'analyse des correspondances. Dunod, Paris.615pp & 619pp.
- BENZECRI J.P & collab., 1980.- Pratique de l'analyse des données. I . Analyse des correspondances . Exposé élémentaire ,Bordas, Paris, 424pp .
- BLONDEL J., 1979.- Biogéographie et Ecologie . Masson, Paris , 184 pp.
- BRUNEL C., 1983.- Etude éco -entomologique des zones humides de la chaussée-Tirancourt (Somme) D.E.A. Lille I. multigr 104p. + 28ann.
- BRUNEL C., 1987.- Etude entomologique le long d'un transect culture/coteau calcaire / Vallée humide à la Chaussée - Tirancourt (Vallée de la Somme) : Répartition spatio - temporelle du peuplement . Thèse 3ème Cycle . Univ . Lille I . 186 p . Annexes .
- BRUNEL E., LANGOUET L., MISSONNIER J.,1970.- Influence de caractéristiques optiques du milieu sur les adultes de Psila rosae Fab.(Diptères Psilidés): attrativité de surfaces colorées , rythme journalier d'activité . C.R.Soc . Biol. 164(7): 1638 - 1644 .

- BRUNEL E., LEFEBVRE J.P., 1980.- La faune du bocage : incidences de l'ars-
ement des talus boisée . Conséquences agricoles.BTI.n°353/355:
725 - 740 .
- BRUNEL E., RABASSE J.M., 1975.- Influence de la forme et de la dimension de
pièges à eau colorés en jaune sur les captures d'insectes dans une
culture de carottes . Ces particulier des Diptères. Ann.Zool-Ecol.
anim. 7(3):345 - 364.
- BRUNEL E., TREHEN P., 1982.- Caractéristiques générales du peuplement faunis-
tique du bocage de l'oeust : inventaire et aspect zoologique de l'
aménagement du milieu . Multigr . INRA Zoologie. Rennes le Rheu: 50p.

C

- CANSELA DA FONSECA J.P., 1969a.- L'outil statistique en biologie du sol .
V. Indice de diversité spécifique . Rev. Ecol. Biol. Sol.6(I):I-30.
- CANSELA DA FONSECA J.P., 1969b.- L'outil statistique en biologie du sol . VI.
Théorie de l'information et diversité spécifique . Rev.Ecol.Biol.
Sol , 6 : 533-553.
- CANSELA DA FONSECA J.P.,1980.- Le concept de diversité ,le chevauchement
des niches écologiques et l'organisation des systèmes écologiques .
Acta Oecologica Oecol. Gener. I(3): 293 - 305.
- CANSELA DA FONSECA J.P., 1984.-L'outil statistique en biologie du sol. VIII.
Diversité et complexité dans les écosystèmes: réflexions sur leur
valeur adaptative . Rev.Ecol.Biol.Sol.,2I(3):299 - 327.
- COLYER C.N & HAMMOND C.O., 1951.-Flies of the British Isles. Warne & CO.
LTD. London & New York. 383 pp.
- CORDIER B., 1965 - L'analyse factorielle des correspondances . Thèse 3 Cycle.
Univ . Rennes ,100 p.
- COUTURIER G., 1970.- Contribution à la connaissance des Dolichopodidae
(Diptères) du bassin Parisien . Ann . Soc. ent.Fr. (N.S.):
467 - 473 .
- COUTURIER G., 1972.- Etude éthologique et biocoenotique du peuplement d'
insectes dans un verger " naturel " . Thèse 3e Cycle, Univ.Paris.96p.

- CUISINET H., MOGUEDET Ph., 1983.- Echantillonnage en milieu benthique littoral et sublittoral : étude des associations et de la diversité . D.E.A. Univ. Lille I .multigr . 209pp .

D

- DAGET J., 1976.- Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris, 172pp.
- DELETTRE Y., 1975.- Eléments de la dynamique d'une population de *Parasmittia* sp . *carinata* STRENZKE affinis (Diptera , Chironomidae) dans une formation pionnière de la lande armoricaine. Thèse 3e Cycle , Univ. Rennes . 108 p .
- DUVIARD D., POLLET A., 1973.- Spatial and seasonal distribution of Diptera, Homoptera and Hymenoptera in a moist shrub savanna. OIKOS . 24(1): 42 - 57 .
- DUVIARD D, TREHEN P., 1981.- Modifications du peuplement d'arthropodes d'une lande à ajoncs de Bretagne centrale induites par l'épandage de déchets ménagers broyés . Acta Oecologica . Oecol. Applic. 2(4):317-337.

E

- ELIOTT J.M., 1971.- Some methods of the statistical analysis of benthic invertebrates . Sci . Publ . Freshwater biol. Assoc., 5: 144p.

F

- FRONTIER S., 1973.- Etude statistique de la dispersion du zooplancton . J . exp . mar . Biol . Ecol., 12 : 229 - 262 .
- FRONTIER S., 1976.- Utilisation des diagrammes rang - fréquence dans l'analyse des écosystèmes . J. Rech . Océanogr ., 1(3):35-48 .
- FRONTIER S., 1977.- Réflexions pour une théorie des écosystèmes . Bull . Ecol., 8(4) : 445 - 464 .
- FRONTIER S., 1978.- Interface entre deux écosystèmes : exemple dans le domaine pélagique . Ann . Inst. Oceanogr .Paris, 54(2) :95-106 .
- FRONTIER S., 1978/1979.- La microrépartition du plancton : étude statistique, implications méthodologiques , perspectives de recherche . Vie Milieu , Sér . AB, 28/29 : 189 - 208 .

FRONTIER S., 1982.- L'échantillonnage de la diversité spécifique . In :
Frontier S . éd., " Stratégies d'échantillonnage en écologie "
Masson , Paris & P.U.L. Québec : 416 - 436 .

FRONTIER S., 1985.- Diversity and structure in aquatic ecosystems .
Oceanogr . Mar . Biol . Ann . Rev . , 23 : 253 - 312 .

FUNKE W., 1971.- Food and energy turnover of leaf - eating insects and their
influence on primary production . In : Ellenberg . H éd . Intergrated
experimental ecology . Ecol . Stud.2. Springer-Verlag . Berlin .
Heidelberg , New - York : 81 - 99 .

G

GASPAR C., KRIZELJ S., VERSTRAETEN C., WOLF F., 1968 .- Recherches sur l'
écosystème forêt - La chênaie à Galeobdolon et à Oxalis de Mesnil -
Eglise (Férage). Insectes récoltés dans des bacs d'eau .
Bull. Rech. Ag . Gembloux, 3 : 83 - 100 .

GASPAR C., KRIZELJ S., VERSTRAETEN C., WOLF F., 1968.- Recherches sur l'
écosystème forêt - La chênaie calcicole de Virelles - Blaimont ,
insectes récoltés dans des bacs d'eau. Bull. Rech. Ag. Gembloux ,
3(2) : 294 - 300.

GOODMAN D., 1975.- The theory of diversity - stability relation-ships in
ecology . Quarterly . Rev. Biol., 50(3) : 237 - 266.

GOWER J.C., 1966.- Some distance properties of latent root and vector methods
used in multivariate analysis . Biometrika , 53: 325 - 338 .

GOWER J.C., 1971.- A general coefficient of similarity and some of its pro-
perties . Biometrics , 27: 857 - 871 .

H

HADLEY M., 1969.- The adult biology of the crane - fly Molophilus ater
MEIGEN . J.Anim. Ecol., 38(3): 765 - 790 .

HILL M.O., 1973.- Diversity and evenness : a unifying notation and its
consequences . Ecology , 45(2) : 427 - 432 .

HILL M.O., 1974.- Correspondance analysis : a neglected multivariate method.
J. Roy . Stat. Soc .Ser. C, 23: 340 - 354 .

HOPPING G., 1947.- Notes on the seasonal development of Medatera aldrichii
WHEELER (Diptera , Dolichopodidae) as a predator of the douglas
fir BARK-BEETLE Dendroctonus pseudotsugae HOPKINS ,I.
Can. entomol , 79 : 150-153 .

I

IBANEZ F., 1971.- Effet des transformations de données dans l'analyse facto-
rielle en écologie planctonique . Cah . Oceanogra. 23 : 545-561 .

IBANEZ F., 1976.- Contribution à l'analyse mathématique des événements en
écologie planctonique . Optimisations méthodologiques ; étude expéri-
mentale en continu à petite échelle de l'hétérogénéité du plancton
côtier . Thèse de doctorat d'Etat es Sciences Naturelles , Univ .
Paris VI . Bull . Inst . Oceanogr., Monaco . 72(1431) :1-96 .

J

JAMBU M., 1973.- Introduction à l'analyse des données : les méthodes de
classification automatique . Consommation . N° 3 .

JAMBU M., 1978.- Classification automatique pour l'analyse des données .
I . Méthodes et algorithmes . Bordas , Paris , 310 p .

JOSENS G., PASTEELS J.M., 1978.- Productions secondaires estimées par pièges
à émergence dans une hêtraie à Mirwart (Ardennes Belges). In
Productivité Biologique en Belgique (P. DuVigneaud et P. Kestemont
eds .,) . Duculot , Paris - Gembloux : 199 - 221 .

K

KRIZELJ S., 1969.- L'entomofaune circulante dans une chênaie à charmes de
Haute - Belgique . In : " Productivité des Ecosystèmes forestiers "
Acta Coll . Bruxelles , 1969 . NUESCO (Ecol.& conserv.), 4:397-402.

KRIZELJ S., 1971.- Recherches sur l'écosystème forêt . Série C. La chênaie
à Galeabdolon et à Oxalis de Mesnil-Eglise (Ferage). Contribution n°
24 : Méthodes d'étude des entomocénoses forestières . Bull. Inst. r.
Sci. nat. Belg. 47(6): 1-10.

KRIZELJ S., VERSTRAETEN C., 1971.- Recherches sur l'écosystème forêt .
Série C . Etude de l'entomofaune circulante . Bull . Inst. r. Sci.
nat. Belg ., 47(26) : I-37.

L

LANCE G.N., WILLIAMS W.T., 1967.- A general theory of classificatory sorting strategies . I. Hierarchical systems. Computer J ., 9:373-380.

LAURENCE B.R., 1951.- The prey of some tree trunk frequenting Empididae and Dolichopodidae (Dipt.). Entomologist's mon.Mag.87:166-168.

LEBART L., 1979.- Exemple d'analyse d'un tableau dont l'une des colonnes a un poids prédominant . C.A.D., 4(4) : 4176422.

LEBART L., MORINEAU A., FENELON J.P., 1982.- Traitement des données statistiques . Méthodes et programmes . Bordas, Paris, 510pp.

LEBERRE J.R., ROTH M., 1969.- Les méthodes de piégeage des invertébrés . In: Lamotte M., Bourlière F. éd. Problèmes d'écologie I) l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres : 55-78.

LEFEBVRE J., 1980.- Introduction aux analyses multidimensionnelles . 2e éd. Masson , Paris . XVIII + 259p.

LEGENDRE P., LEGENDRE L., 1982.- Echantillonnage et traitement des données . In: Frontier S. éd., "Stratégie d'échantillonnage en écologie" , Masson , Paris & PUL Québec: 163 - 216.

LEGENDRE L ., LEGENDRE P., 1984.- Ecologie numérique . I.- Le traitement multiple des données écologiques . Masson Paris & Les presses de l'Université Laval , Québec , 2 ème éd ., 260 pp .

LEGENDRE L ., LEGENDRE P ., 1984 .- Ecologie numérique . 2. - La structure des données écologiques . Masson Paris & Les presses de l'Université Laval , Québec , 2 ème éd ., 335 pp .

LEGENDRE P., LEGENDRE L., 1984 .- L'analyse des données en relation avec L'échantillonnage . Revue d'entomologie du Québec : 29(2) : 86 - 100 .

- LEPRETRE A., 1981.- Contribution à l'étude de l'entomofaune de la Vallée de la Houille en vue de dégager des paramètres de sensibilité aux facteurs de l'environnement . D.E.A. Univ.Sc.Tech. LILLE I. LL2P+ann.
- LEPRETRE A., 1986.- Impact des tranchées forestières liées aux lignes H.T et T.H.T. sur les invertébrés dans les ardennes . Rapport d'Etude A.M.B.E. / E.D.F. , 136p+annexes.
- LEPRETRE A., LEPRETRE C., 1986.- ECONUM. Ensemble de programmes interactifs d'analyse statistique multidimensionnelle . Monographie Labo.Ecol Numérique, U.S.T.Lille I & I.F.R.E.M.E.R./ Région Nord-Pas-de-Calais. 83p.
- LERICQ R., 1965.- Contribution à l'étude des groupements végétaux du bassin français de l'escaut. Thèse Doc. Etat. Univ. Lille . 153p.
- LLOYD M., GHELARDI R.J., 1964.- A table for calculating the equitability component of species diversity . J.anim.Ecol.,33:217-225.

M

- MERIAUX J.L., 1977.- Etude analytique et comparative de la végétation aquatique d'étangs et marais du Nord de France (Vallée de la Sensée et bassin houiller du Nord - Pas-de-Calais) . thèse Troisième Cycle , Univ. Metz, & Doc. phyto . N.S. III, 1978, 244pp.
- MERIAUX J.L., 1981.- Aperçu sur la végétation du Massif forestier de Saint-Amand, Nord de la France . Bull.Soc.N. France. 34(2) : 1-6.
- MERIAUX J.L., TOMBAL P., 1983.- Les fichiers sitologique cartographique de la région Nord-Pas-de-Calais. Actes. Colloque " Le Patrimoine naturel régional Nord-Pas-de-Calais" . A.M.B.E. ed. : 231-242.
- MOLLON A., 1982.- Les larves de Diptères d'une chênaie-charmaie : structure spatio-temporelle du peuplement . Thèse 3e cycle . Unvi. Paris VI.124p.
- MOLLON A., 1982.- Etude d'un écosystème forestier mixte . VI. Composition et phénologie du peuplement de Diptères à larves édaphiques . Rev.Ecol. Biol . sol., 19(2) : 289-306.
- MORISITA M., 1962.- Id-index , a measure of dispersion of individuals . Res.Pop.Ecol., 4: 1-7.

P

- PARDE J., 1974.- Le microclimat en forêt. I-I9. In : P.Pesson éd. Ecologie forestière . Bordas, Paris. 382p.
- PARENT O., 1938.- Diptères Dolichopodidae . Faune de France n° 35. Lechevalier, Paris.720p.
- PEET R.K., 1974.- The measurement of species diversity . Ann.Rev.Ecol.Syst., 5 : 285-307.
- PIELOU E.C.; 1969.- An introduction to mathematical ecology . Wiley interscience , N.Y., 286 pp.
- PIELOU E.C., 1975.- Ecological diversity . Wiley interscience , New-York, 165 pp.
- POLLET A., 1970.- Etude de la dynamique d'un peuplement d'insectes d'une lisière entre forêt-galerie et savane Eburéennes. Thèse 3e cycle . fac de sci. ORSTOM. Paris.
- POLLET A., 1974.- Contribution à l'étude des peuplements d'insectes d'une lisière entre savane et forêt-galerie ébuenéennes.II.Données écologiques sur les principales espèces constitutives de quelques grands groupes taxonomiques. Ann.Univ.Abidjan.Sér.E (Ecologie).7(I):315-357.

R

- RABASSE J.M., BRUNEL E., DELECOLLE R., ROUZE-JOUAN J., 1976.- Influence de la dimension de pièges à eau colorés en jaune sur les captures d'Aphididae dans une culture de carottes . Ann.Zool.Ecol.anim.,8(I):39-52.
- RABASSE J.M., BRUNEL E., ROUZE-JOUAN J., 1982.- Influence du nombre de pièges à eau colorés en jaune et de la distance entre ces pièges sur les captures d'aphidae . Agronomie. 2(7) : 647-653.
- ROBERT Y., RABASSE J.M., ROUZE-JOUAN J., 1974.- Sur l'utilisation des pièges jaunes pour la capture des pucerons en culture de pommes de terre . I.- Influence de la hauteur de piègeage . Ann.Zool.Ecol.anim. 6(3) : 349-372 .

- ROFF D., 1977.- Dispersal in diptera : its costs and consequences.
J.Anim.Ecol., 46 : 443-456.
- ROTH M., 1968.- Principe de la synécologie quantitative et méthodes récentes d'échantillonnage en écologie entomologique . Rev.Zool.Agr.Appl.
I-3 : 21-26.
- ROTH M., 1970.- Contribution à l'étude éthologique du peuplement d'insectes d'un milieu herbacé . Mémoire O.R.S.T.O.M. , 53 . II8 p.
- ROTH M., COUTURIER G., 1966.- Les plateaux colorés en entomologie .
Ann.Soc.Ent. Fr. (N.S.) II(2) : 361-370.
- ROUTLEDGE R.D., 1979.- Diversity indices : Which one are admissible ?
J. theor. Biol., 76 : 503-515.
- ROUTLEDGE R.D., 1984 .- Estimating ecological component of diversity .
Oikos . 42(I) : 23-29.

S

- SCHERRER B., 1984.- Biostatistique . Gaëtan Morin , Québec , XIX + 850 pp.
- SEGUY E., 1950.- La biologie des Diptères . Lechevalier , Paris. 609 P
- SHANNON C.E., 1948.- A mathematical theory of communications . Bell. Syst. Techn.J. 27 : 379-423 , 623-656 .
- SMITH K.G.V., EMPSON D.W., 1955.- Note on the courtship and predaceous behaviour of Poecilobothrus nobilitatus L . (Dipt., Dolichopodidae).
Brit. H. Anim. Behav. 3 : 32-34.
- SOUTHWOOD T.R.E., SIDDORN J.W., 1965.- The temperature beneath insect emergence traps of various types . J.Anim.Ecol. 34(3) : 581-585.

T

- TAYLOR L.R., 1961.- Aggregation, variance and the mean . Nature, London,
189 : 732-735.
- TAYOUB M., 1985.- Application de méthodes multivariées à l'étude des peuplements de Diptères Dolichopodidae d'un bord d'étang (Etang du Prussien , Parc Naturel Régional de Saint-Amand-Raismes . Nord de la France) . D.E.A., Univ . LILLE I , 77pp, annexes .

TREHEN P., 1970.- Répartition de Diptères à larves édaphiques en fonction de la texture et des états hydriques de divers types de sol . In: IV.Colloquium Pedobiologiae . Dijon I4-I9/IX-I970.INRA publ . 71-7 : 273-287 .

TREHEN P., 1971 .- Recherches sur les Empididae à larves édaphiques .
Thèse Doc.sc. Nat. Univ. Rennes . 280 p.

TREHEN P., BAILLOT S., DELETTRE Y., 1977.- Caractéristiques spatio-temporelles des émergences de Diptères du sol (Sciardae , Chironomidae) . In: Lohm U. & Persson T. ed., " Soil organisms as components of ecosystems" Ecol.Bull. (Stockholm) 25 : 521-525 .

V

VAILLANT F., BRUNHES J., 1980.- Quelques Diptères Dolichopodidae des monts-Dores et du Cézallier (Puy-de-Dôme) . Ann.de la st. Biol. de BESSE-EN-CHANDESSE. n° 14 : 352-370 .

VALA J.C., 1985.- Diptères , Sciomyzidae de France : systématique Biologie Structure et Dynamique des communautés . Thèse d'Etat, U.S.T. Montpellier , 287p .

VIEIRA DA SILVA J., 1979.- Introduction à la théorie écologique . Masson, Paris . 112p.

VOLLE M., 1981.- Analyse des données . 2e édition . Economica . Paris . 317p.

W

WOLF F., GASPAR Ch., & VERSTRAETEN Ch., 1968.- Recherche sur l'écosystème forêt . Série C : La chênaie à Galeobdolon et à Oxalis de Mesnil - Eglise (Ferage) . Contribution n° 7. Agron, Gembloux, 3,3, 566-579.

A N N E X E S

Especies	Relevés															
	STATION															
	1982															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Dolichopus lepidus	40	21	22	2	0	3	5	2	4	3	0	0	0	1	0	0
Campsicnemus pectinulatus	4	7	5	1	1	0	1	10	2	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus scambus	22	54	34	11	43	70	127	87	20	0	0	0	0	3	1	0
Syntormon pumilus	0	8	9	1	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus armatus	6	16	4	6	8	2	19	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus unguatus	1	2	7	4	0	1	11	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus nigricornis	18	15	15	4	2	2	16	4	8	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus wahlbergi	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus celer	1	45	86	78	15	42	66	54	14	0	1	0	0	0	0	0
Hercostomus chrysozygos	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
Hercostomus brevicornis	14	2	15	2	1	3	53	19	6	0	0	0	0	1	0	0
Hercostomus angustifrons	6	3	0	0	0	1	4	10	2	0	0	0	0	0	0	0
Argyra diaphana	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus nubilus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus popularis	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus curvipes	4	7	4	0	0	0	15	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus nanus	2	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus chalybeus	0	0	1	0	1	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus campestris	36	37	18	0	2	1	6	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus nitidus	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus latelimbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus simplex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus cupreus	77	34	9	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra magnicornis	8	0	3	1	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus conformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra argentina	1	0	2	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Medetera obscura	5	2	1	1	1	0	4	5	2	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus plumipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Medetera sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus aerosus	1	3	3	1	0	0	6	33	5	0	0	0	0	0	0	0
Poecilobothrus nobilitatus	3	0	7	4	2	1	11	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoproctus distendens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciopus longulus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tachytrechus notatus	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Chrysotimus molliculus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Porphyrops crassipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anepsiomyia flaviventris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teuchophorus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophorus bipunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophorus praecox	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hypophyllus obscurellus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus dasychnemus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus/Ludovicus?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sympycnus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra argyria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xiphandrium macrocerum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Medetera micacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus filipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciopus platypterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neurogona quadrifasciata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melanostolus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thrypticus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe I: Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 dans la station A .



[illegible]

Annexe 2 : Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes, effectués en 1982 et en 1983 dans la station B .



Espèces	Relevés		STATION														C														1983							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	34	35	36	37	38	39	40															
Dolichopus lepidus	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																
Campsicnemus pectinulatus	13	7	10	5	0	6	1	8	4	1	2	1	2	0	0	0	0	0	9	6	7	12	16															
Campsicnemus scambus	210	118	156	110	65	194	47	109	62	66	175	366	194	59	3	0	1	5	17	17	14	76	34															
Syntormon pumilus	0	11	9	5	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	3	0	2	0	2	0	1	119	9															
Campsicnemus armatus	24	6	19	10	12	12	9	9	12	2	8	2	14	120	2	0	1	0	1	2	4	20	3															
Dolichopus unguilatus	27	25	28	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	32	11	10															
Dolichopus nigricornis	226	48	72	43	41	17	10	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	12	19	32	28	16															
Dolichopus wahlbergi	16	1	2	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	4	1															
Hercostomus celer	34	92	204	152	132	18	33	9	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	12	9	9	95	395															
Hercostomus chrysozygus	14	3	3	0	1	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	7	3															
Hercostomus brevicornis	94	30	77	43	12	11	2	7	3	0	0	0	0	2	0	0	1	2	9	11	31	56	32															
Hercostomus angustifrons	19	9	13	1	11	5	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7	11															
Argyra diaphana	21	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	2	3	3															
Dolichopus nubilus	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0															
Dolichopus popularis	7	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0															
Campsicnemus curvipes	8	2	2	1	0	1	3	6	3	2	7	0	9	2	0	0	0	0	0	3	1	8	7															
Hercostomus nanus	2	0	5	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3	3															
Hercostomus chalybeus	6	0	5	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3															
Dolichopus campestris	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	18	26	3	4	2															
Dolichopus nitidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0															
Dolichopus latelimbatus	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	2	1															
Dolichopus simplex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0															
Hercostomus cupreus	12	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8	8	2	3															
Argyra magnicornis	40	7	3	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	10	3	4															
Hercostomus conformis	4	0	6	0	1	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	4															
Argyra argentina	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0															
Medetera obscura	0	0	4	3	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	1	6															
Dolichopus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	12	2	3															
Dolichopus plumipes	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0															
Medetera sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	3															
Hercostomus aerosus	4	2	10	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	7	8	16															
Poecilobothrus nobilitatus	5	2	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3	5	2															
Nematoprocetus distendens	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	21															
Sciopus longulus	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0															
Tachytrechus notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0															
Chrysotimus molliculus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Porphyrops crassipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Anepsiomyia flaviventris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Teuchophorus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Hydrophorus bipunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Hydrophorus praecox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Hypophyllus obscurellus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Campsicnemus dasychnemus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0															
Hercostomus/Ludovicus?	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Sympycnus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Argyra argyria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2															
Xiphandrium macrocerum	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0															
Medetera micacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0															
Campsicnemus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0															
Campsicnemus filipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Argyra elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Sciopus platypterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Neurogona quadrifasciata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Campsicnemus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Melanostolus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															
Thrypticus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0															

Annexe 3 : Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 et en 1983 dans la station C .



Relevés Espèces	STATION																D																1983															
	1982																1983																															
Dolichopus epidus	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	34	35	36	37	38	39	40																									
Campsicnemus pectinulatus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0																									
Campsicnemus scambus	0	1	13	4	4	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1																									
Syntormon pumilus	4	18	80	47	41	18	22	9	11	4	7	12	20	25	7	4	3	4	6	6	5	63	41																									
Campsicnemus armatus	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0																									
Dolichopus unguilatus	0	1	5	8	2	3	1	2	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3																									
Dolichopus nigriconnis	2	1	1	0	1	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	13	7	1																									
Dolichopus wahlbergi	44	50	57	61	26	7	7	4	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9	19	14	12	9																									
Hercostomus celer	19	4	4	5	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0																									
Hercostomus chrysozygos	4	46	110	142	272	177	114	33	4	4	2	2	1	0	0	0	2	2	6	15	50	409	1769																									
Hercostomus brevicornis	40	4	0	2	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0																									
Hercostomus angustifrons	6	26	36	27	6	5	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	7	11	9	65																									
Argyra diaphana	5	8	7	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	6																									
Dolichopus nubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0																									
Dolichopus popularis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3																									
Campsicnemus curvipes	1	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	3	12	6																									
Hercostomus nanus	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2																									
Hercostomus chalybeus	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Dolichopus campestris	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	2	3	0																									
Dolichopus nitidus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Dolichopus latellimbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Dolichopus simplex	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Hercostomus cupreus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	2	0																									
Argyra magnicornis	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	4	1																									
Hercostomus conformis	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	20																									
Argyra argentina	8	8	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	5																									
Medetera obscura	0	1	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1																									
Dolichopus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3																									
Dolichopus plumipes	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Medetera sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Hercostomus aerosus	5	7	2	1	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1																									
Poecilobothrus nobilitatus	0	3	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	9																									
Nematoprocetus distendens	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12																									
Sciopus longulus	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	19																									
Tachytrechus notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Chrysotimus molliculus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Porphyrus crassipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Anepsionyx flaviventris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Teuchophorus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Hydrophorus bipunctatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0																									
Hydrophorus praecox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Hypophyllus obscurellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Campsicnemus dasycnemus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1																									
Hercostomus Ludovicus?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Sympycnus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Argyra argyria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Xiphandrium macrocerum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	5																									
Medetera micacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Campsicnemus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4																									
Campsicnemus filipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Argyra elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Sciopus platypterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Neurogona quadrifasciata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Campsicnemus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Melanostolus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									
Thrypticus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																									

Annexe 4: Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 et en 1983 dans la station D .



Annexe 5 : Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 et en 1983 dans la station E .



Especies	Relevés																STATION F																1983							
	1982																																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	34	35	36	37	38	39	40																	
Dolichopus lepidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	4																	
Campsicnemus pectinulatus	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0																	
Campsicnemus scambus	10	4	0	2	6	6	2	4	0	6	2	0	0	0	6	3	0	6	10	22	17	75	30																	
Syntormon pumilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	1																	
Campsicnemus armatus	4	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	11	4																	
Dolichopus unguatus	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	3	11	25																	
Dolichopus nigricornis	34	10	3	2	6	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	80	43	39	20																	
Dolichopus wahlbergi	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1																	
Hercostomus celer	25	17	3	3	17	27	2	13	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	12	41	36	356	255																	
Hercostomus chrysozygos	0	0	1	2	0	2	1	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	10																	
Hercostomus brevicornis	9	4	0	0	3	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	25	18	41	50																	
Hercostomus angustifrons	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1																	
Argyra diaphana	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3																	
Dolichopus nubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Dolichopus popularis	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	6	2																	
Campsicnemus curvipes	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	1																	
Hercostomus nanus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5																	
Hercostomus chalybeus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1																	
Dolichopus campestris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0																	
Dolichopus nitidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Dolichopus latelimbatus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2																	
Dolichopus simplex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2																	
Hercostomus cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	6																	
Argyra magnicornis	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3	3																	
Hercostomus conformis	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2																	
Argyra argentina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0																	
Medetera obscura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	9	3																	
Dolichopus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Dolichopus plumipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3																	
Medetera sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Hercostomus aeneus	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	9																	
Poecilobothrus nobilitatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	7	5																	
Nematoproctus distendens	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	11																	
Sciopus longulus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	10	9																	
Tachytrechus notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1																	
Chrysotimus molliculus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Porphyrops crassipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Anepsimyia flaviventris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Teuchophorus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Hydrophorus bipunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Hydrophorus praecox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Hypophyllus obscurus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Campsicnemus dasyxenus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1																	
Hercostomus/Ludovicus?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Sympycnus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Argyra argyria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Xiphandrium macrocerum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	2																	
Medetera micacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Campsicnemus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0																	
Campsicnemus filipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0																	
Argyra elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1																	
Sciopus platypterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1																	
Neurogona quadrifasciata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Campsicnemus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Melanostolus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	
Thrypticus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																	

Annexe 6 : Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 et en 1983 dans la station F .



Relevés Espèces	STATION G 1982																1983						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	34	35	36	37	38	39	40
Dolichopus lepidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Campsicnemus pectinulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Campsicnemus scambus	0	2	0	2	2	0	5	11	8	13	0	0	4	11	4	4	0	1	11	7	7	42	45
Syntormon pumilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Campsicnemus armatus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2	6
Dolichopus unguatus	0	0	0	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	5	6	6	0
Dolichopus nigricornis	5	2	3	17	5	16	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	17	11	13	20
Dolichopus wahlbergi	1	1	0	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hercostomus celer	4	27	10	35	7	13	14	17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	41	400	1000	1031
Hercostomus chrysozygos	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
Hercostomus brevicornis	1	0	0	4	4	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	15	92	28	87
Hercostomus angustifrons	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4
Argyra diaphana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Dolichopus nubilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus popularis	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	5
Campsicnemus curvipes	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	1
Hercostomus nanus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	6	0	2
Hercostomus chalybeus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Dolichopus campestris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
Dolichopus nitidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Dolichopus latelimbatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichopus simplex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hercostomus cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	4	1
Argyra magnicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	1
Hercostomus conformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra argentina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Medetera obscura	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Dolichopus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0
Dolichopus plumipes	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Medetera spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Hercostomus aerosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0
Poecilobothrus nobilitatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	3
Nematoproctus distendens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciopus longulus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	16	10
Tachytrechus notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Chrysotimus molliculus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Porphyrops crassipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anepsiomixia flaviventris	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teuchophorus signatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophorus bipunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophorus praecox	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hypophyllus obscurellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus dasycnemus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Hercostomus/Ludovicicus?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sympycnus spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra argyria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Xiphandrium macrocerum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1
Medetera micacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus pusillus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus filipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Argyra elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciopus platypterus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Neurogona quadrifasciata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campsicnemus spl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melanostolus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thrypticus sp?	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 7 : Abondances des espèces dans les relevés de pièges jaunes effectués en 1982 et en 1983 dans la station G .



Station A

i	Espèces	q_i	$p_i \%$	P_i cumulé	k_i
1	C. scambus	472	26,37	26,37	11
2	H. celer	402	22,46	48,83	10
3	H. cupreus	122	6,82	55,65	4
4	H. brevicornis	116	6,48	62,13	10
5	D. lepidus	105	5,87	68	7
6	D. campestris	103	5,75	73,75	10
7	D. nigricornis	84	4,69	77,83	9
8	C. armatus	73	4,08	81,91	8
9	H. aereus	53	2,91	84,82	7
10	C. curvipes	36	2,01	86,83	5
11	P. nobilitatus	35	1,96	88,79	7
12	C. pectinulatus	31	1,73	90,52	8
13	D. unguatus	28	1,56	92,08	8
14	H. angustifrons	26	1,45	93,53	5
15	S. pumilus	23	1,28	94,81	8
16	M. obscura	21	1,17	95,98	4
17	A. magnicornis	18	1,01	96,99	4
18	H. chalybeus	10	0,56	97,55	3
19	A. argyria	8	0,28	98	3
20	H. nanus	5	0,28	98,28	3
21	H. chrysozygos	4	0,22	98,5	3
22	T. notatus	3	0,17	98,84	1
23	D. nitidus	3	0,17	99,17	1
24	D. popularis	2	0,11		1
25	D. walhbergi	2	0,11		1
26	D. signatus	2	0,11		1
27	D. nubilus	1	0,06	100%	1
28	M. SP	1	0,06		1
29	HY. praecox	1	0,06		1
30	HY. obscurellus	1	0,06		1
total		1790	100%		

Annexe 8: Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station A en 1982 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- k_i est le nombre de relevés où l'espèce i est capturée sur, 16 relevés en 1982



-STATION B (1982)

i	Especès	q _i	p _i %	p _i cumulé	k _i
1	C.scambus	1511	35,45	35,45	16
2	H.celer	669	15,7	51,15	9
3	H.brevicornis	563	13,21	64,36	10
4	D.nigricornis	386	9,06	73,42	7
5	D.ungulatus	351	8,24	81,66	9
6	H.cupreus	101	2,37	83,9	4
7	D.lepidus	93	2,18	86,08	6
8	D.campestris	81	1,90	87,98	4
9	H.angustifrons	77	1,81	89,79	3
10	H.aerosus	56	1,31	91,1	6
11	S.pumilus	54	1,27	92,45	3
12	H.chrysozygos	46	1,08	93,45	8
13	C.armatus	45	1,06	94,51	2
14	A.magnicornis	44	1,03	95,54	4
15	D.signatus	32	0,75	96,29	9
16	C.curvipes	26	0,61	96,90	4
17	A.diaphana	22	0,52	97,42	7
18	H.chalybeus	20	0,47	97,89	4
19	D.walhbergi	15	0,35	98,24	4
20	H.nanus	14	0,33	98,57	4
21	D.popularis	14	0,33	98,90	3
22	D.plumipes	7	0,16	99,06	3
23	M.SP	6	0,14		3
24	A.argentina	6	0,14		2
25	C.pectinulatus	3	0,07		2
26	D.simplex	2	0,07		2
27	P.nobilitatus	1	0,05		1
28	D.nitidus	1	0,05		1
29	D.latelimbatus	1	0,05		1
30	D.nubilus	1	0,05		1
31	M.micacea	1	0,05		1
32	S.langulus	1	0,05		1
33	T.notatus	1	0,05		1
34	C.molliculus	1	0,05		1
35	N.distendens	1	0,05		1
36	T.SP	1	0,05		1
total Q		4262	100%		

- STATION B (1983)

i	Especès	q _i	p _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	457	29,54	29,54	4
2	H.brevicornis	304	19,65	49,19	6
3	C.scambus	214	13,83	63,02	7
4	D.nigricornis	146	9,44	72,46	4
5	D.campestris	67	4,33	76,79	7
6	H.cupreus	38	2,46	79,25	6
7	A.magnicornis	36	2,33	81,58	5
8	D.walhbergi	34	2,20	83,78	3
9	D.lepidus	33	2,13	85,91	5
10	D.popularis	30	1,94	87,85	4
11	D.ungulatus	26	1,68	89,53	5
12	C.curvipes	25	1,62	91,16	3
13	H.chrysozygos	24	1,55	92,71	3
14	H.aersus	22	1,42	94,13	5
15	H.chalybeus	14	0,90	95,03	3
16	C.armatus	13	0,84	95,87	4
17	H.angustifrons	8	0,52	96,39	5
18	S.pumilus	6	0,39	97,17	4
19	P.crassipes	6	0,39		5
20	P.nobilitatus	5	0,32	97,81	2
21	H.nanus	5	0,32		1
22	M;SP	3	0,19		1
23	D.simplex	3	0,19	98,38	2
24	M.obscura	3	0,19		2
25	D.signatus	2	0,13		1
26	D.plumipes	2	0,13		1
27	H.conformis	2	0,13		2
28	HY. praecox	2	0,13		2
29	HY.obscurellus	2	0,13		1
30	A.diaphana	2	0,13		2
31	SY.SP	2	0,13		1
32	A.argyria	2	0,13		2
33	M.micacea	2	0,13		1
34	S.langulus	1	0,06		1
35	AN.flaviventris	1	-		1
36	C.pectinulatus	1	-		1
37	X.macrocerum	1	-		1
38	C.dascnemus	1	-		1
39	A.elongata	1	-	100 %	1
total q		1547	100 %		

Annexes 9 et 10 : Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station B en 1982 et en 1983 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- k = constance absolue de l'espèce i .



- STATION : C (1982)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	C.scambus	1934	46,05	46,05	15
2	H.celer	677	16,2	62,17	10
3	D.nigricornis	462	11	73,17	10
4	H.brévicornis	281	6,69	79,86	14
5	C.armatus	261	6,21	86,07	4
6	D.ungulatus	81	1,93	88	8
7	H.angustifrons	60	1,43	89,43	12
8	C.pectinulatus	60	1,433	90,86	6
9	A.magnicornis	55	1,31	92,17	7
10	C.curvipes	46	1,10	93,27	5
11	S.pumilus	31	0,74	94,01	3
12	H.chrysozygos	25	0,60	95,21	1
13	D.walhbergi	25	0,60		1
14	A.diaphana	24	0,57	95,78	5
15	A.argentina	23	0,55	96,33	5
16	H.aerosus	20	0,43	96,81	3
17	D.conformis	18	0,43	97,24	4
18	H.chalybeus	16	0,38	97,62	4
19	H.cupreus	14	0,33	97,95	5
20	P.nobilitatus	12	0,29	98,53	4
21	D.popularis	12	0,29		4
22	M.obscura	11	0,26	99,05	5
23	H.nanus	11	0,26		4
24	N.distendens	6	0,14	99,19	3
25	D.lepidus	5	0,12		2
26	D.campestris	5	0,12	99,43	2
27	D.plumipes	4	0,1		4
28	D.latelimbatus	4	0,1		1
29	S.longulus	3	0,07		3
30	D.nubilus	2	0,05		2
31	H. /ludovicicus	2	0,05		2
32	C.filipes	2	0,05		1
33	M. SP	1	0,02		1
34	X. macrocerum	1	0,02		1
35	C.SP	1	0,02		1
36	C.pusillus	1	0,02		1
total Q		4200	100 %		

- STATION C (1983)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	520	32,62	32,62	5
2	C.scambus	164	10,29	42,91	7
3	H.brévicornis	142	8,91	51,82	7
4	S.pumilus	134	8,41	60,23	5
5	D.nigricornis	110	6,90	67,13	6
6	D.ungulatus	56	3,51	70,64	4
7	D.campestris	55	3,45	74,09	7
8	C.pectinulatus	50	3,14	77,23	5
9	H.aerosus	37	2,32	79,55	6
10	C.armatus	31	1,94	81,49	6
11	H.cupreus	29	1,82	83,31	5
12	N.distendens	25	1,57		3
13	A.magnicornis	25	1,57	86,45	5
14	D.lepidus	23	1,44	87,89	4
15	H.angustifrons	20	1,25	89,14	3
16	D.signatus	19	1,19	90,33	4
17	C.curvipes	19	1,19	91,52	5
18	A.diaphana	17	1,07	92,59	5
19	H.chrysozygos	15	0,94	93,53	4
20	P.nobilitatus	14	0,88	94,41	5
21	M.obscura	12	0,75	95,16	5
22	H.nanus	9	0,56		4
23	H.conformis	9	0,56	96,28	4
24	H.chalybeus	8	0,50		3
25	D.latelimbatus	8	0,50	97,28	4
26	M.sp	7	0,44	98,16	3
27	D.walhbergi	7	0,44		4
28	A.argentina	5	0,31	98,78	2
29	D.nubilus	5	0,31		2
30	D.plumipes	4	0,25	99,03	2
31	CH.molliculus	2	0,13		2
32	D.nitidus	2	0,13		2
33	TE.signatus	2	0,13		2
34	HY.bipunctatus	2	0,13		2
35	P.crassipes	2	0,13	99,68	2
36	D.simplex	1	0,06		1
37	S.longulus	1	0,06		1
38	AN.flaviventris	1	0,06		1
39	TA.signatus	1	0,06		1
40	D.popularis	1	0,06	100%	1
total Q		1594	100 %		

BU
LILLE

Annexes 11 et 12 : Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station C en 1982 et en 1983 .

. q_i = abondance absolue de l'espèce i

. p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i

p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes

. k_i = constance absolue de l'espèce i .

- STATION D (1982)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	911	48	48	13
2	C.scambus	331	17,44	65,44	16
3	D.nigricornis	262	13,8	79,24	10
4	H.brevicornis	111	5,88	85,12	8
5	H.chrysozygos	53	2,79	87,91	5
6	D.walhbergi	38	2	89,91	7
7	C.armatus	27	1,42	91,33	8
8	C.pectinulatus	27	1,42	92,12	6
9	H.angustifrons	25	1,32	94,07	5
10	H.aerosus	20	1,05	95,12	7
11	D.ungulatus	18	0,95	96,07	4
12	P.nobilitatus	11	0,58	96,65	6
13	C.curvipes	7	0,37	97,02	4
14	M.obscura	6	0,32	97,34	3
15	N.distendens	6	0,32	97,66	4
16	S.lengulus	5	0,26	97,92	3
17	H.chalybeus	5	0,26	98,18	3
18	H.nanus	5	0,26	98,44	4
19	A.magnicornis	4	0,21	98,65	4
20	D.popularis	3	0,16	99,02	2
21	D.plumipus	3	0,16	99,18	1
22	D.campestris	3	0,16	99,34	2
23	H.conformis	2	0,11	99,45	1
24	D.lepidus	1	0,05		1
25	S.pumilus	1			1
26	D.simplex	1			1
27	H.cupreus	1			1
28	M.sp	1			1
29	A.diaphana	1			1
30	D.nubilus	1			1
31	D.nitidus	1			1
32	C.molliculus	1			1
33	HY.bipunctatus	1			1
34	A.argyria	1		100%	1
total Q		1898	100 %		

-STATION D (1983)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	2253	81,25	81,25	7
2	C.scambus	128	4,62	85,87	7
3	H.brevicornis	101	3,62	89,51	5
4	D.nigricornis	63	2,27	91,78	5
5	P.signatus	24	0,87	93,52	4
6	C.curvipes	24	0,87		6
7	D.ungulatus	23	0,83	94,35	5
8	D.latelimbatus	22	0,79	95,75	5
9	A.argentina	17	0,61	95,75	2
10	M.obscura	13	0,47	96,66	2
11	H.chalybeus	11	0,4		4
12	D.simplex	11	0,40	97,02	3
13	H.aerosus	9	0,32		4
14	H.angustifrons	9	0,32	97,66	3
15	D.campestris	8	0,29	97,95	2
16	D.nitidus	7	0,25	98,20	4
17	H.conformis	5	0,18	98,56	3
18	C.armatus	5	0,18		2
19	A.magnicornis	4	0,14		2
20	H.nanus	4	0,14		2
21	H.chrysozygos	4	0,14		2
22	C.pectinulatus	4	0,14		2
23	S.pumilus	4	0,14		2
24	P.nobilitatus	4	0,14	99,40	2
25	D.nubilus	3	0,11		1
26	D.popularis	3	0,11		1
27	H.cupreus	3	0,11	99,73	1
28	M.SP	2	0,07		1
29	D.lepidus	2	0,07	99,87	2
30	D.plumipus	1	0,04		1
31	D.walhbergi	1	0,04		1
32	A.diaphana	1	0,04	100%	1
total Q		2773	100 %		

Annexes 13 et 14 : Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station D en 1982 et en 1983 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- k = constance absolue de l'espèce i



- STATION E (1982)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H. celer	1197	50,21	50,21	10
2	D. nigricornis	351	14,72	64,72	9
3	H. brevicornis	285	11,95	76,88	10
4	C. scamus	185	7,76	84,64	12
5	D. unguatus	67	2,81	87,45	6
6	N. distendens	55	2,31	89,76	4
7	D. wahlbergi	53	2,22	91,98	9
8	D. plumipus	26	1,09	93,07	5
9	C. armatus	19	0,80	93,87	9
10	D. campestris	15	0,63	95,13	4
11	D. signatus	15	0,63		3
12	A. magnicornis	13	0,55	95,68	4
13	H. aerosus	12	0,50	96,18	5
14	S. longulus	10	0,42	96,60	5
15	S. pumilus	9	0,38	97,36	2
16	C. pectinulatus	9	0,38		2
17	H. cupreus	7	0,29		4
18	H. chalybeus	7	0,29		4
19	P. nobilitatus	7	0,29		3
20	H. chrysozygos	7	0,29	98,52	4
21	H. conformis	6	0,25	98,77	5
22	M. sp	5	0,21	98,98	2
23	H. angustifrons	4	0,17		3
24	A. argentina	4	0,17		3
25	D. popularis	4	0,17	99,49	2
26	C. curvipes	3	0,13	99,75	3
27	D. latelimbatus	3	0,13	99,75	2
28	H. nanus	2	0,08	99,83	1
29	D. simplex	1	0,04		1
30	TE. signatus	1	0,04		1
31	TA. notatus	1	0,04		1
32	H. / ludovicus	1	0,04	100 %	1
total : Q		2384	100 %		

-STATION E (1983)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H. celer	577	58,4	58,4	4
2	D. nigricornis	150	15,18	73,58	5
3	H. brevicornis	51	5,16	78,74	5
4	C. scamus	48	4,86	83,60	4
5	A. magnicornis	24	2,43	86,03	3
6	H. nanus	15	1,52	87,55	3
7	D. wahlbergi	14	1,42	88,97	4
8	C. armatus	13	1,32	90,29	4
9	N. distendens	13	1,32	91,61	2
10	T. notatus	11	1,11	92,72	1
11	C. curvipes	10	1,01	93,73	3
12	A. argentina	10	1,01	94,74	3
13	H. aerosus	8	0,81	95,55	4
14	P. nobilitatus	7	0,71		2
15	H. angustifrons	7	-		2
16	D. campestris	7	-	97,68	2
17	D. popularis	3	0,30		2
18	D. signatus	3	-	98,28	2
19	A. diaphana	2	0,20		2
20	H. chrysozygos	2	-		2
21	M. obscura	2	-		2
22	H. chalybeus	2	-		2
23	C. molliculus	2	-		2
24	D. simplex	2	-		2
25	H. cupreus	2	-	99,68	2
26	D. plumipus	1	0,10		1
27	AN. flaviventris	1	-		1
28	T. signatus	1	-	100 %	1
Total Q		982	100 %		



Annexes 15 et 16 : Abondances, décroissantes et constance des espèces capturées dans la station E en 1982 et en 1983 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- k = constance absolue de l'espèce i .

- STATION F (1982)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	109	36,45	36,45	10
2	D.nigricornis	58	19,40	55,85	7
3	C.scambus	51	17,06	72,91	11
4	H.brevicornis	21	7,02	79,93	5
5	H.chrysozygos	10	3,02	82,95	7
6	C.armatus	8	2,68	85,63	4
7	H.angustifrons	7	2,34	87,97	2
8	D.ungulatus	6	2,01	89,98	2
9	D.wahlbergi	4	1,34		2
10	H.aerosus	4	1,34	94	2
11	A.diaphana	4	1,34		2
12	C.pectinulatus	3	1	96	2
13	A.magnicornis	3	1		2
14	N.distendens	2	0,67		2
15	H.conformis	2	0,67	98,01	1
16	D.popularis	2	0,67		1
17	H.nanus	1	0,33		1
18	M.obscura	1	0,33		1
19	D.latelimbatus	1	0,33		1
20	C.curvipes	1	-		1
21	S.langulus	1	-	100%	1
total Q		299	100 %		

-STATION F (1983)

i	Especès	q _i	P _i %	p _i cumulé	k _i
1	H.celer	700	46,36	46,36	5
2	D.nigricornis	207	13,71	60,07	5
3	C.scambus	160	10,6	70,67	6
4	H.brevicornis	143	9,47	80,14	5
5	D.ungulatus	47	3,11	83,25	5
6	S.langulus	28	1,85	85,10	3
7	P.nobilis	19	1,26		3
8	C.armatus	19	1,26	87,62	4
9	H.aerosus	18	1,19	88,81	3
10	H.chrysozygos	17	1,13	89,94	5
11	N.distendens	14	0,93	90,87	3
12	M.obscura	13	0,86		3
13	H.cupreus	13	0,86	92,59	3
14	C.curvipes	11	0,73	93,32	3
15	D.nubilus	10	0,66		4
16	D.lepidus	10	0,66	94,64	4
17	A.magnicornis	9	0,60	95,24	3
18	H.nanus	8	0,53	95,77	3
19	S.pumilus	7	0,46	96,23	3
20	D.campestris	6	0,40	96,63	3
21	C.asyncnemus	5	0,33		2
22	H.chalybeus	5	0,33		2
23	D.plumipes	5	0,33		2
24	X.macrocerum	5	0,33		2
25	T.notatus	5	0,33	98,28	1
26	D.nitidus	4	0,26		1
27	A.diaphana	4	0,26		1
28	H.conformis	4	0,26	99,06	2
29	D.latelimbatus	3	0,20		1
30	D.simplex	3	0,20	99,46	2
31	C.pectinulatus	1	0,07		1
32	D.wahlbergi	1	-		1
33	S.elongata	1	-		1
34	T.signatus	1	-		1
35	CH.molliculus	1	-		1
36	PO.crassipes	1	-	100 %	1
Total Q		1510	100 %		

Annexes 17 et 18 : Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station F en 1982 et en 1983 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- K = constance absolue de l'espèce i .



- STATION G (1982)

i	Especès	q _i	P _i %	P _i cumulé	k _i
1	H.celer	128	40,13	40,13	9
2	D.nigricornis	70	21,94	62,07	8
3	C.scambus	62	19,44	81,51	11
4	H.brevicornis	23	7,21	88,72	5
5	D.wahlbergi	8	2,51	91,23	5
6	D.ungulatus	7	2,19	93,42	2
7	D.popularis	6	1,88	95,5	3
8	H.chrysozygos	5	1,57	96,87	3
9	H.angustifrons	3	0,94	97,81	1
10	C.armatus	3	0,94	98,75	2
11	H.obscurellus	2	0,63	99,38	1
12	H.nanus	1	0,31	99,69	1
13	C.curvipes	1	0,31	100 %	1
total Q		319	100 %		

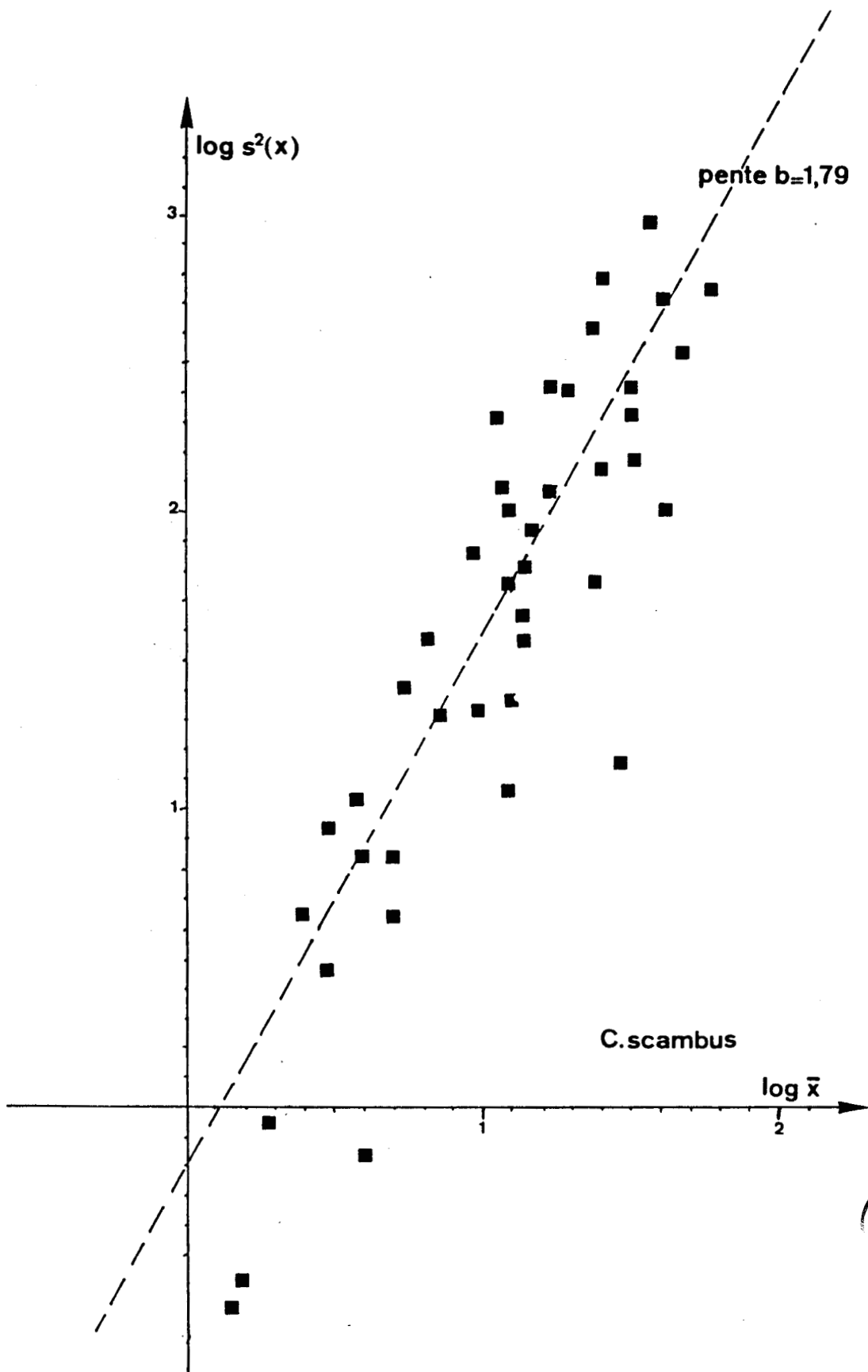
-STATION G (1983)

i	Especès	q _i	P _i %	P _i cumulé	k _i
1	H.celer	2495	80,3	80,3	5
2	H.brevicornis	230	7,3	87,6	5
3	C.scambus	113	3,64	91,24	6
4	D.nigricornis	70	2,25	93,49	5
5	S.longulus	57	1,83	95,32	3
6	D.ungulatus	23	0,74	96,06	6
7	H.cupreus	12	0,39	96,45	3
8	C.curvipes	10	0,32	96,77	3
9	C.armatus	10	0,32	97,09	3
10	H.nanus	9	0,29		3
11	P.nobilitatus	9	0,29	97,67	2
12	A.magnicornis	8	0,26		2
13	D.popularis	8	0,26	98,57	3
14	H.chrysozygos	6	0,19		2
15	D.signatus	6	0,19	98,86	3
16	H.aerosus	5	0,16	98,73	3
17	D.campestris	4	0,13	-	2
18	C.dasychnemus	3	-	-	2
19	C.pectinulatus	3	-	-	2
20	H.chalybeus	3	-	-	2
21	X.macrocerum	3	-	-	2
22	T.notatus	3	-	-	3
23	S.pumilus	3	-	-	2
24	D.latelimbatus	2	-	-	1
25	M.obscura	2	-	-	1
26	M.SP	2	-	-	2
27	A.argentina	1	-	-	1
28	D.lepidus	1	-	-	1
29	D.wahlbergi	1	-	-	1
30	A.argyria	1	-	-	1
31	A.diaphana	1	-	-	1
32	S.platyterus	1	-	100 %	1
Total Q		3107	100 %		

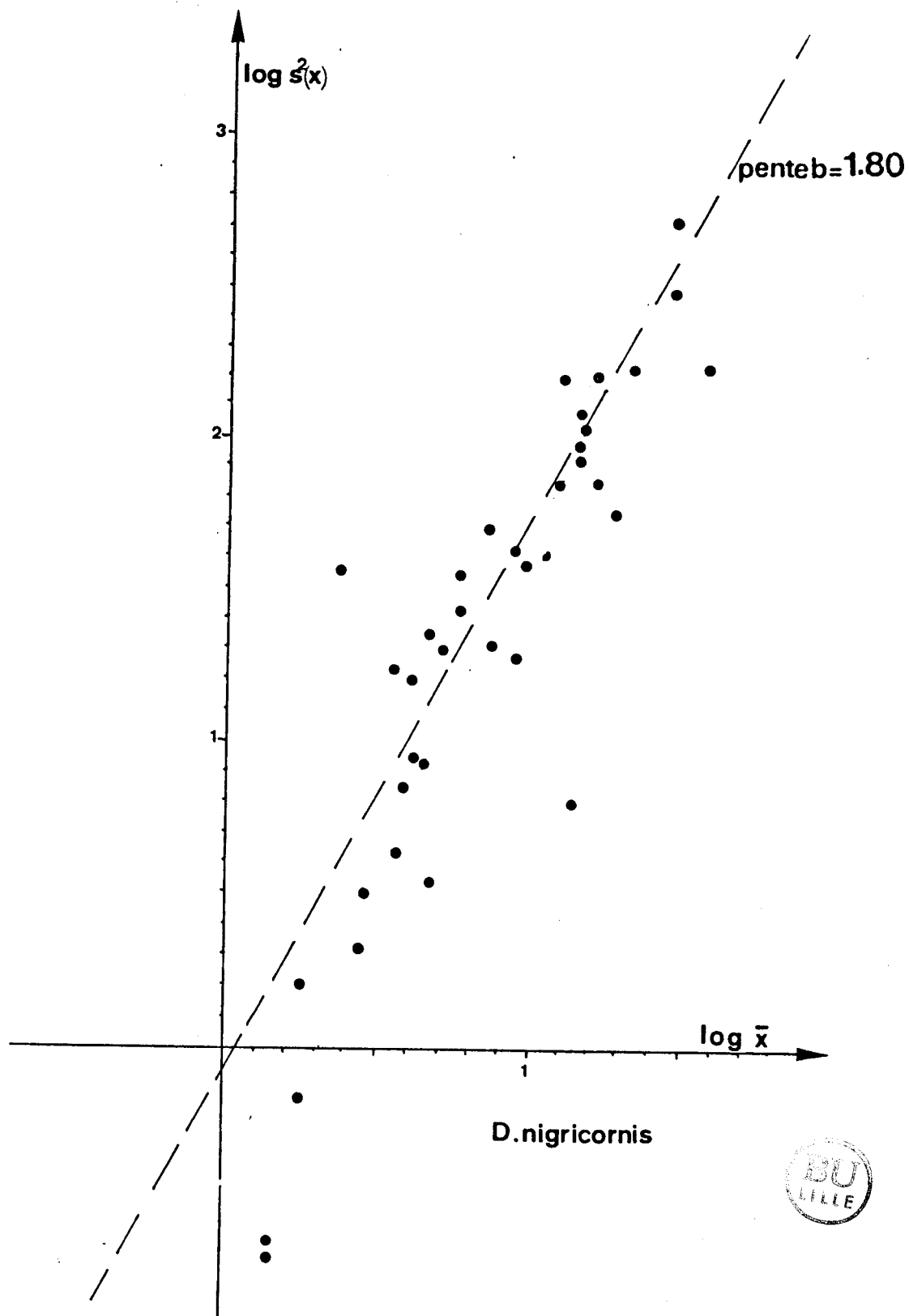
Annexes 19 et 20 : Abondances décroissantes et constance des espèces capturées dans la station G en 1982 et en 1983 .

- q_i = abondance absolue de l'espèce i
- p_i = abondance relative (en %) de l'espèce i
- p_i cumulés = abondance relative des i espèces les plus abondantes
- k = constance absolue de l'espèce i .

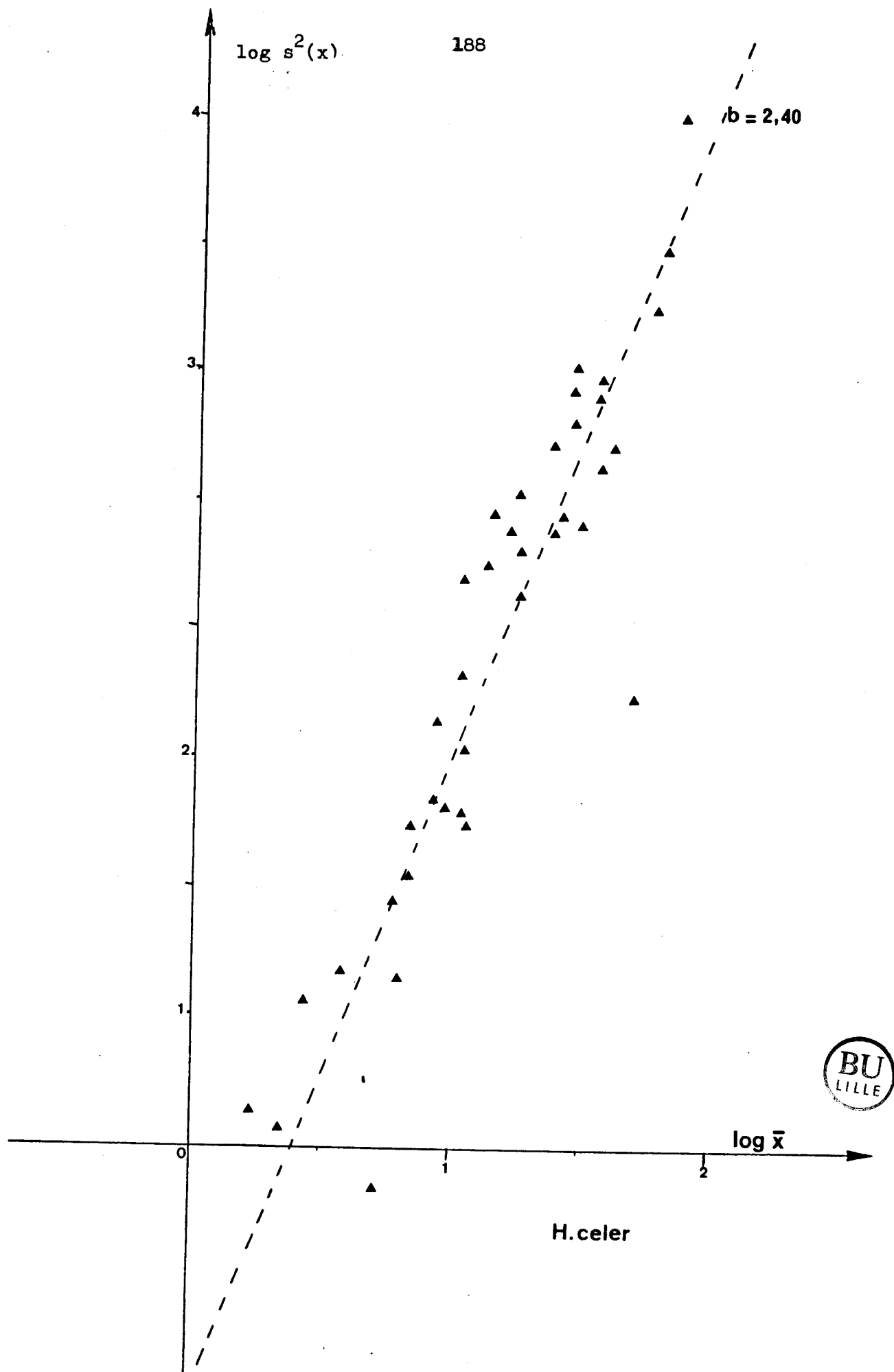




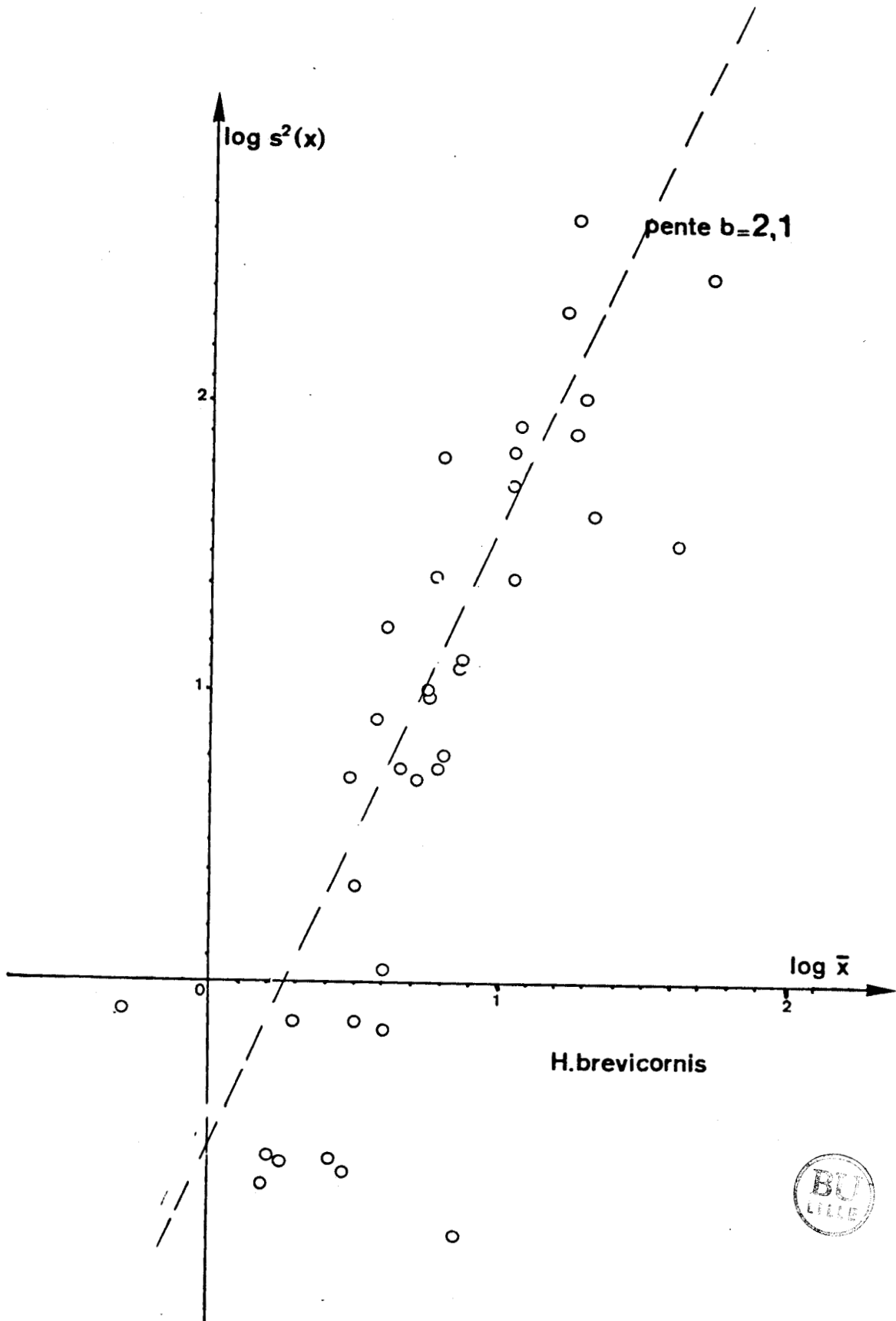
Annexe 21 : Diagramme log moyenne - log variance pour l'espèce Campsicnemus scambus relevés 1 à 9, stations A à E .



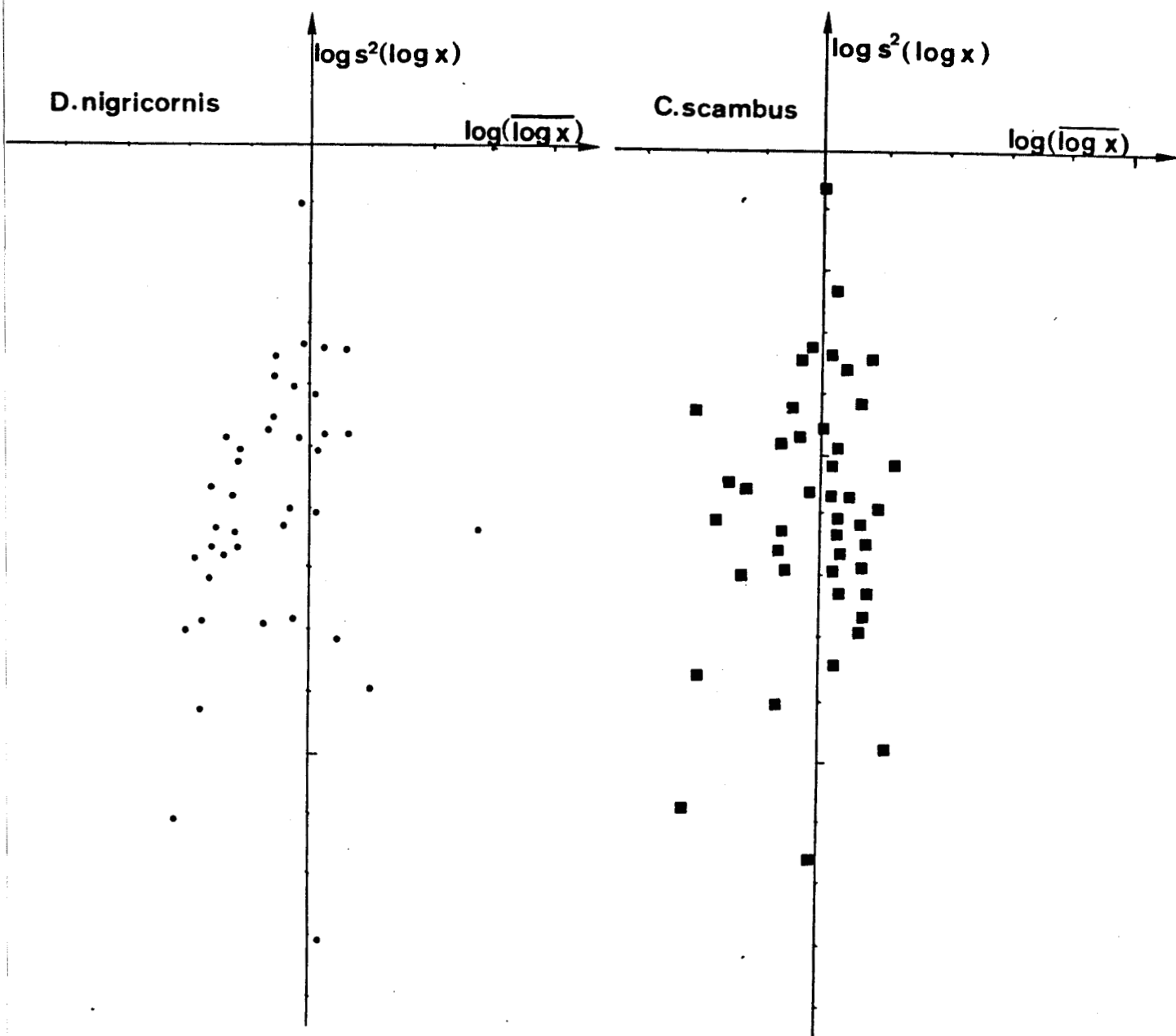
Annexe 22 : Diagramme log moyenne - log variance pour l'espèce Dolichopus nigricornis, relevés I à 9, stations A à E.



Annexe 23 : Diagramme log moyenne-log variance pour l'espèce Hercostomus celer
relevés I à 9 , stations A à E .

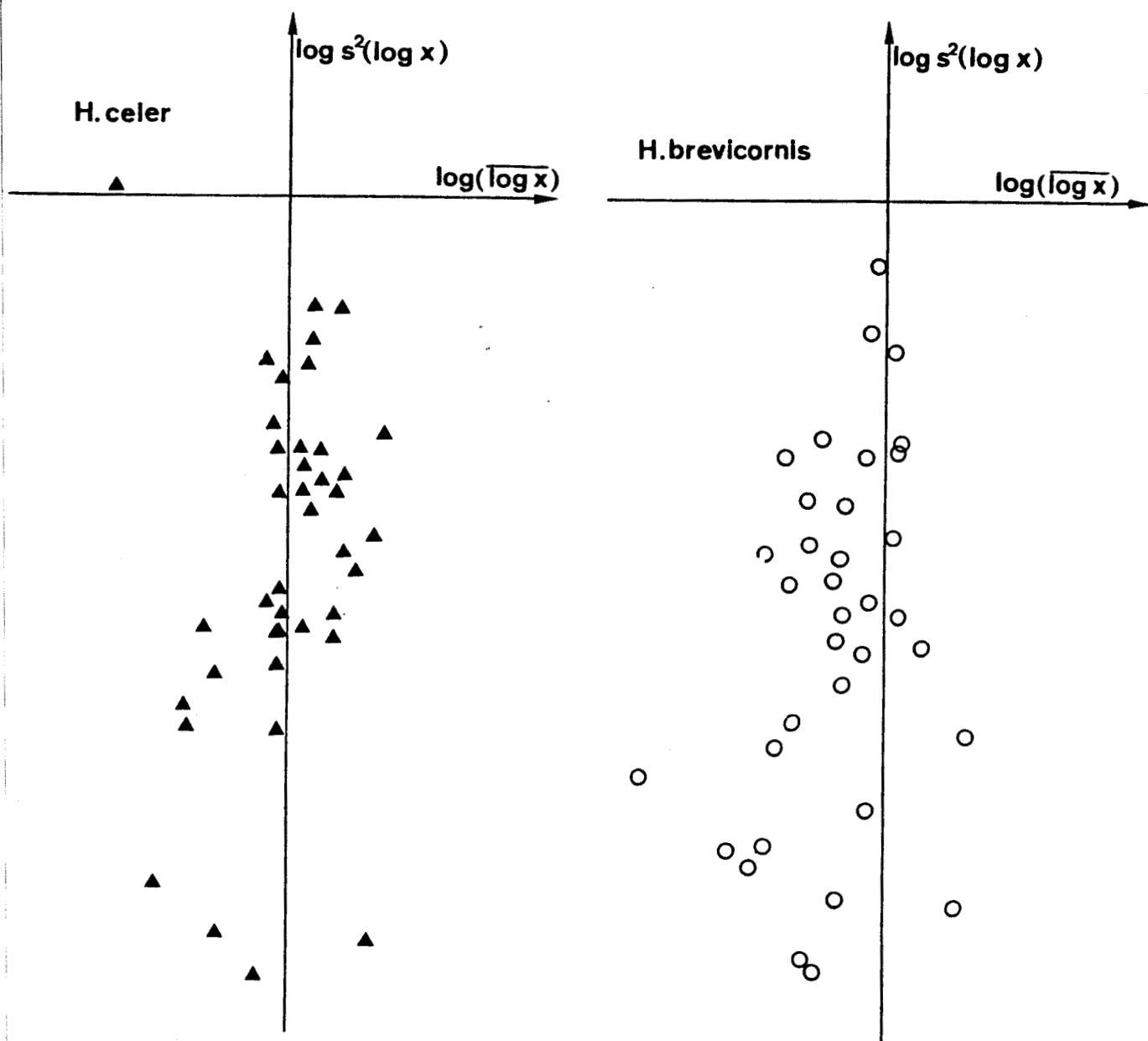


Annexe 24 : Diagramme log moyenne - log variance pour l'espèce Hercostomus brevicornis, relevés I à 9, stations A à E.

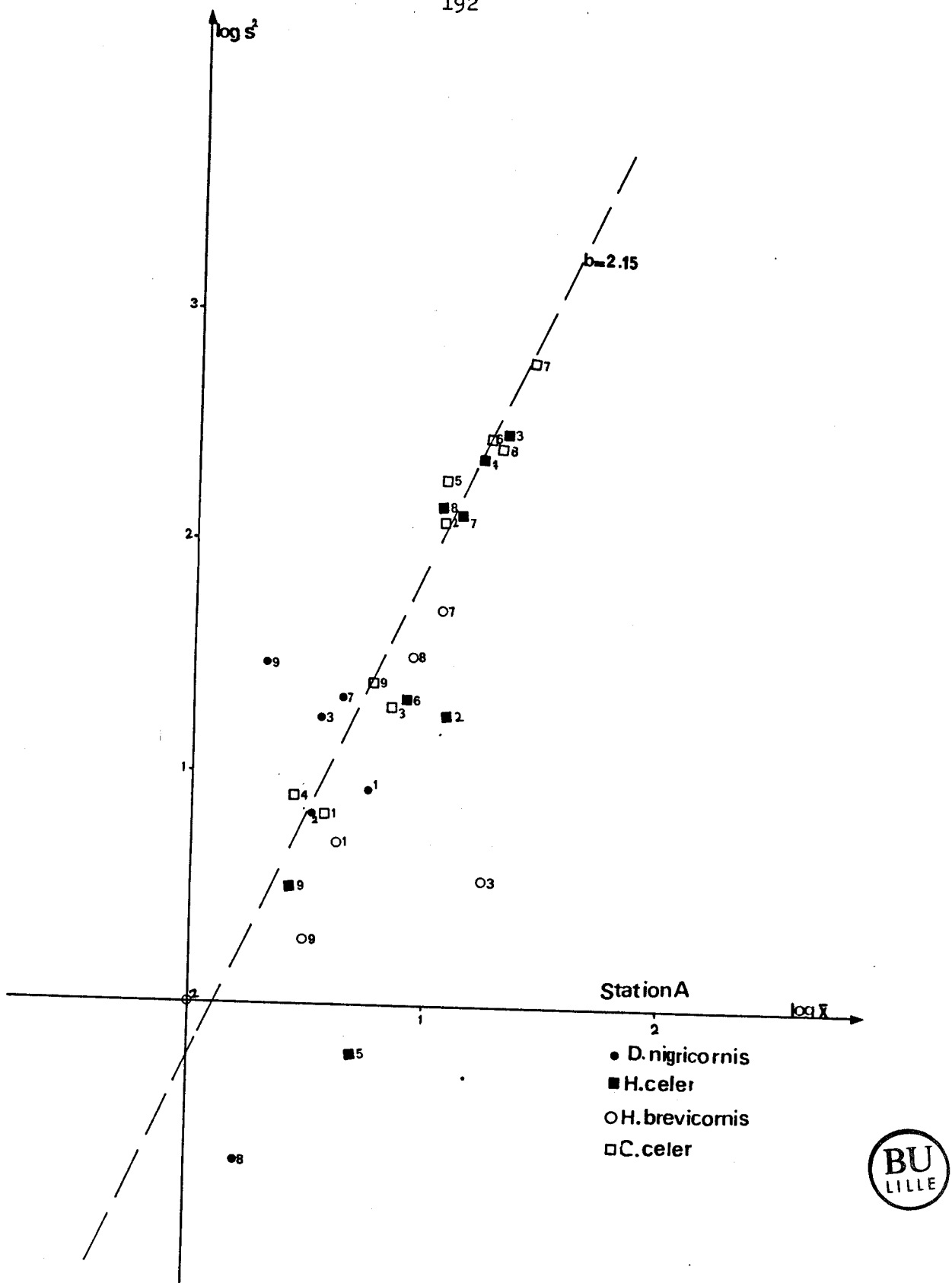


Annexes 25&26 ; Diagramme log moyenne - log variance des données transformées en $\log(x + 1)$ pour les espèces : Campsicnemus scambus & Dlochopus nigricornis, relevés 1 à 9, stations A à E.

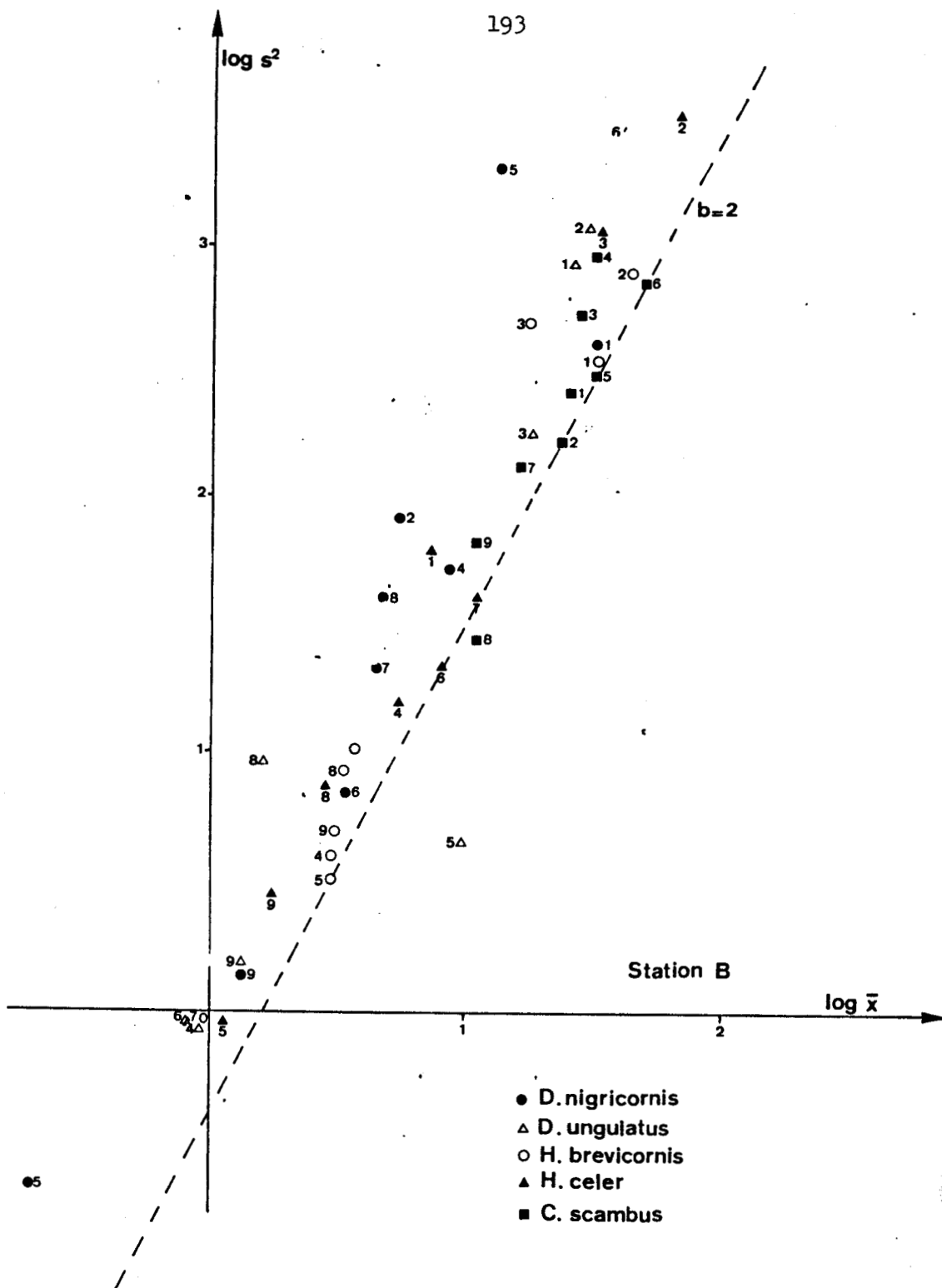




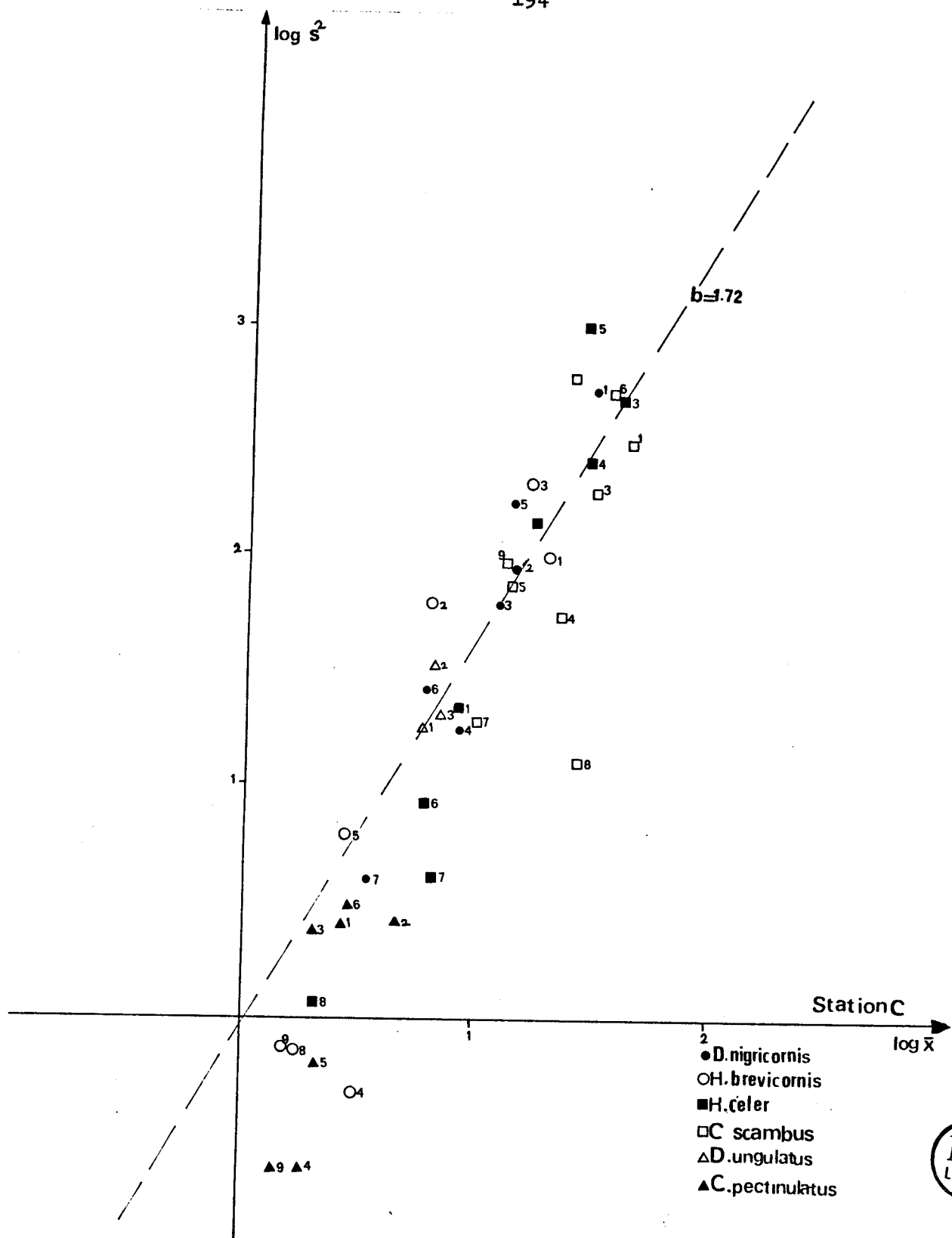
Annexes 27&28 : Diagrammes log moyenne - log variance des données transformées en $\log (x + 1)$, pour les espèces Hercostomus celer & Hercostomus brevicornis, relevés 1 à 9, stations A à E.



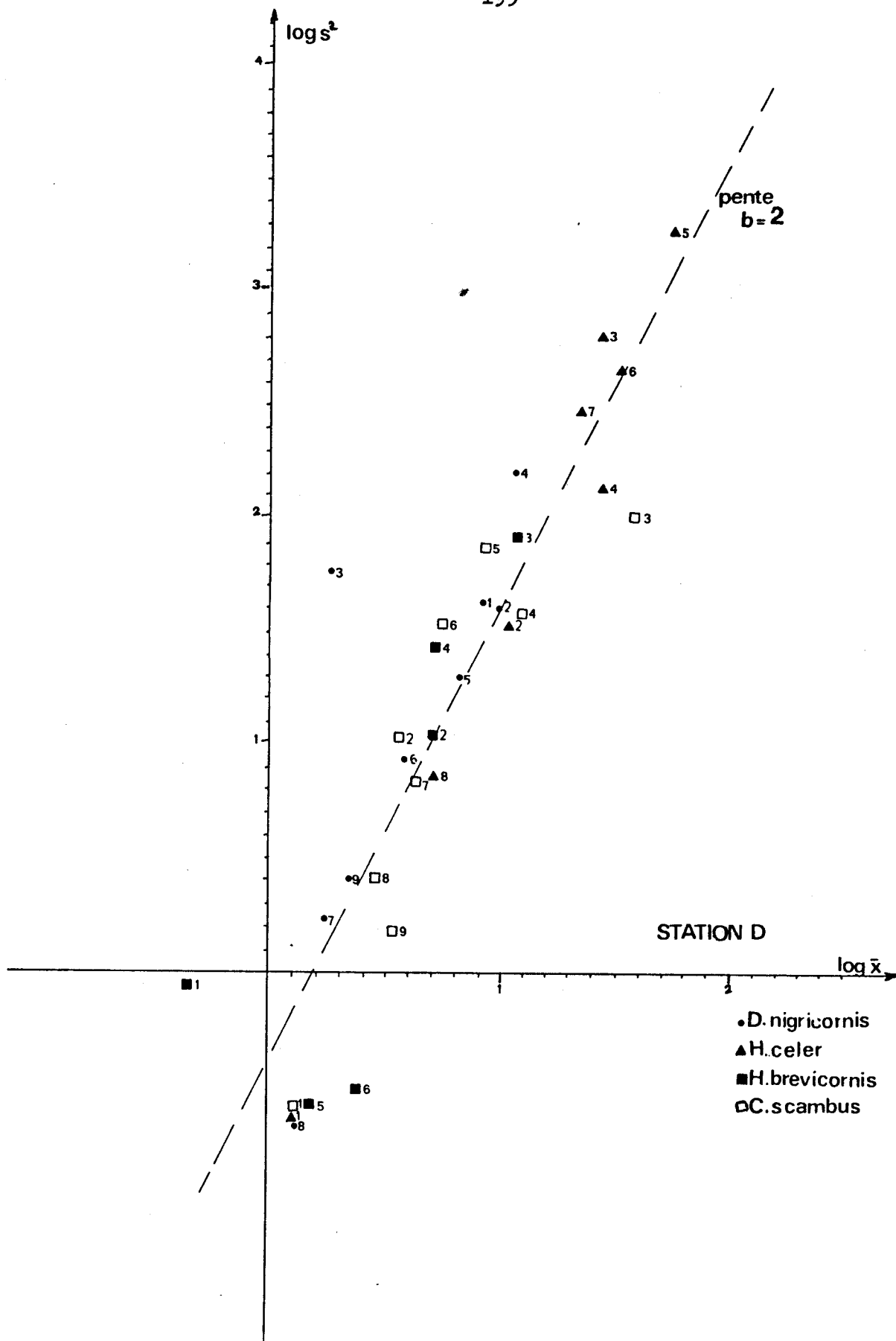
Annexe 29 : Diagramme log. moyenne - log variance , pour les I à 9 ,
station A .I982



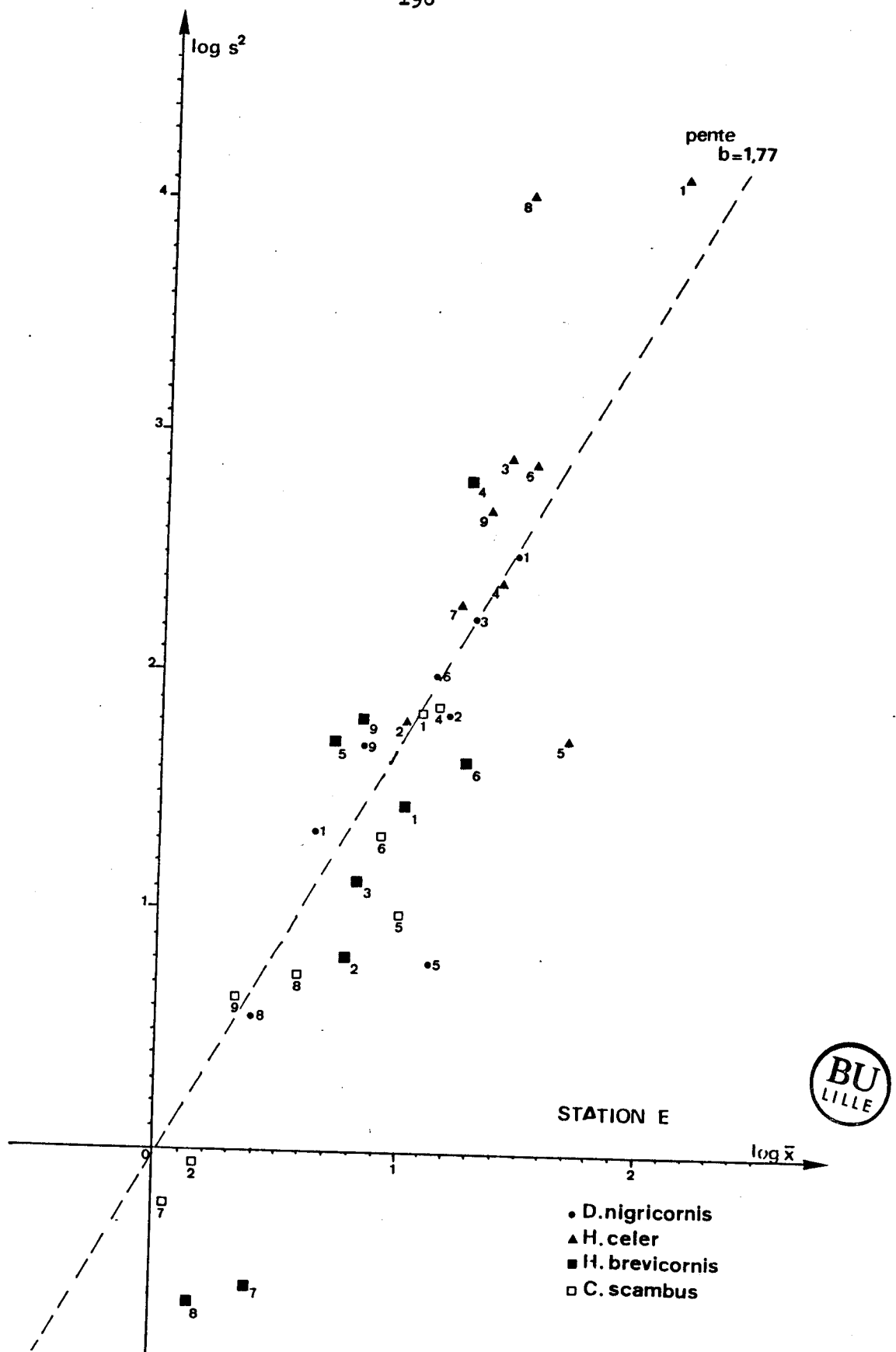
Annexe 30: Diagramme log moyenne - log variance , pour les relevés
 I à 9 , station B , 1982 .



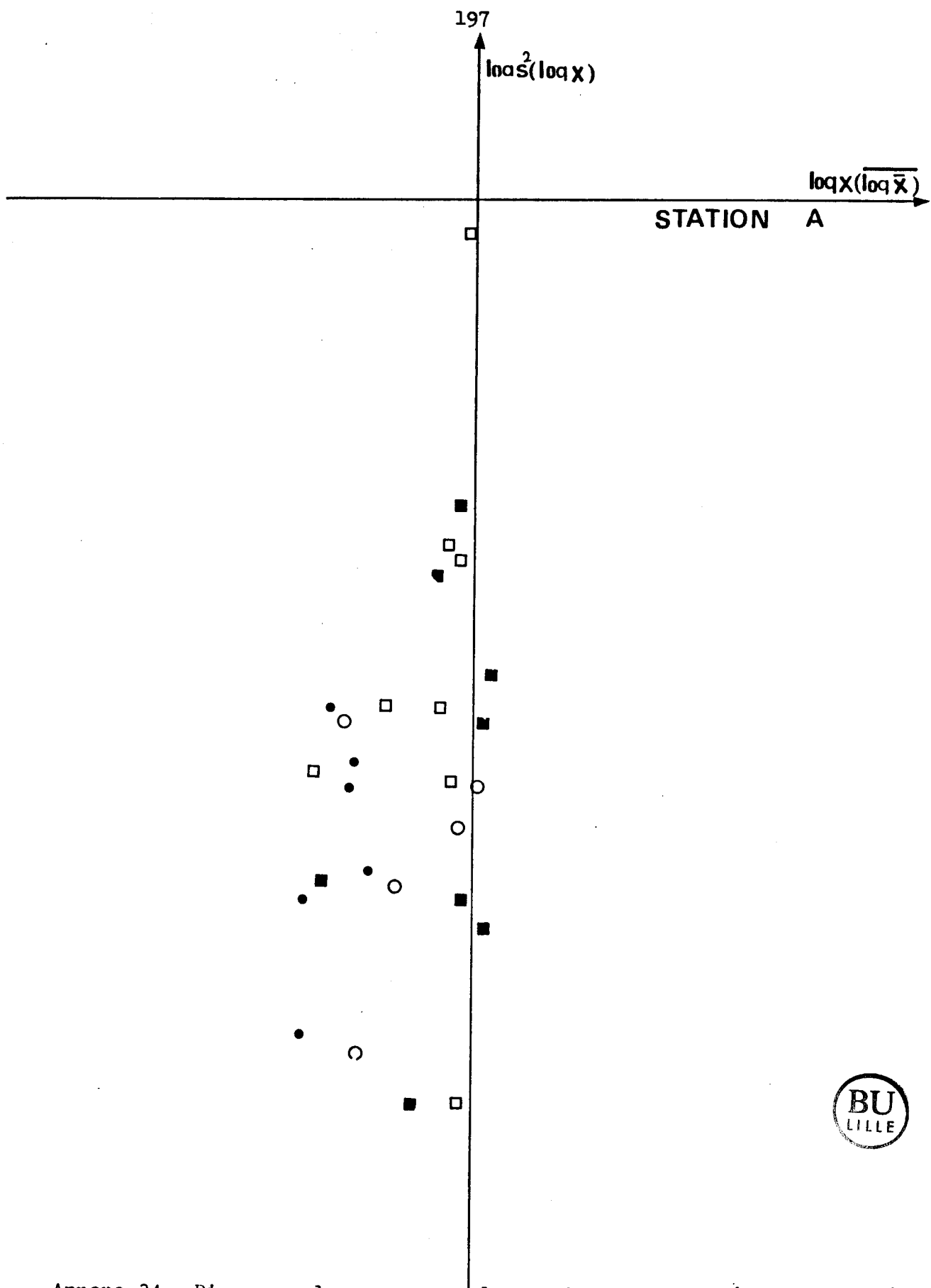
Annexe 31 : Diagramme log moyenne - log variance , pour les relevés
I à 9 , station C , 1982 .



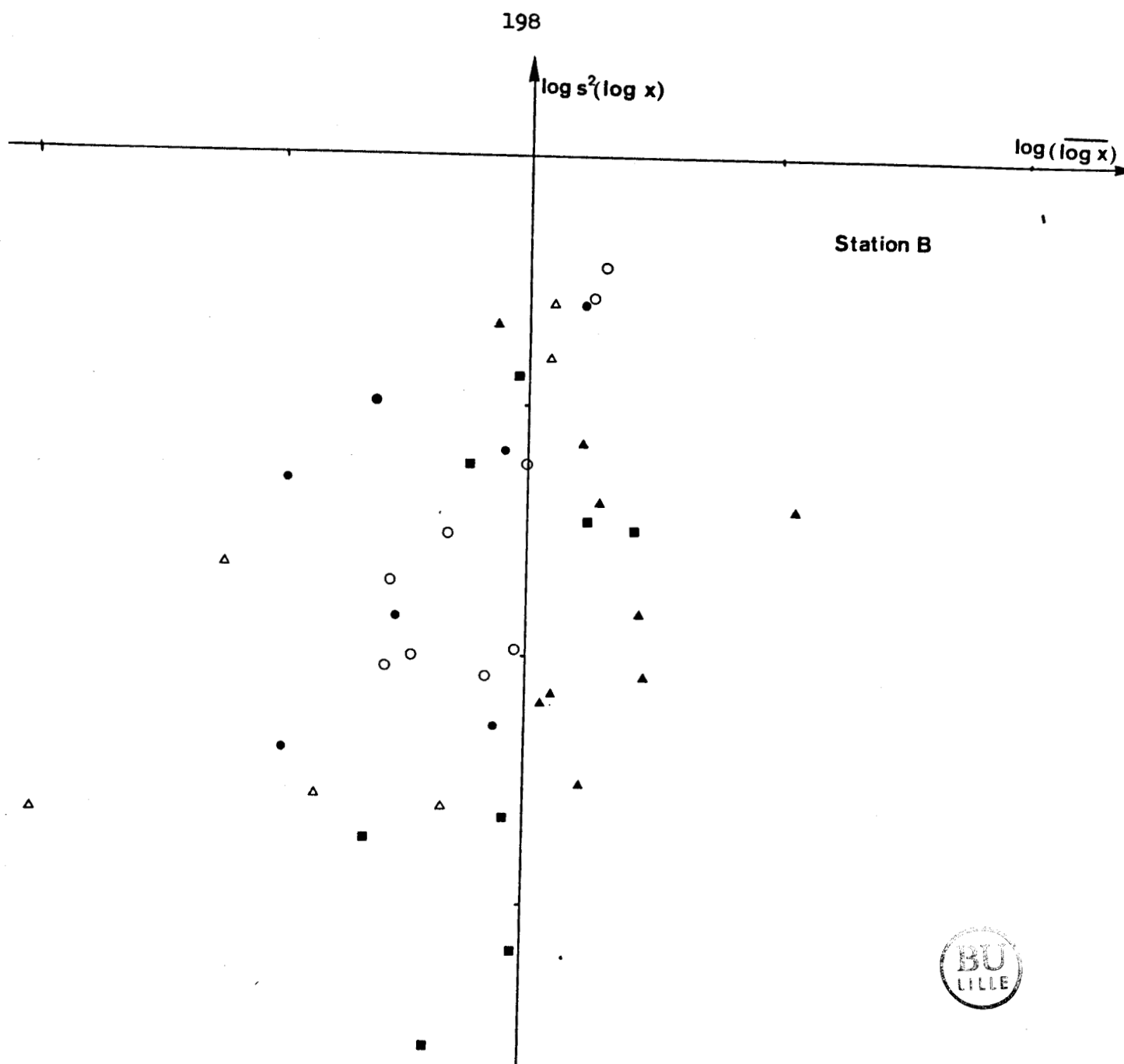
Annexe 32 : Diagramme log moyenne - log variance , pour les relevés
1 à 9 , station D , 1982 .



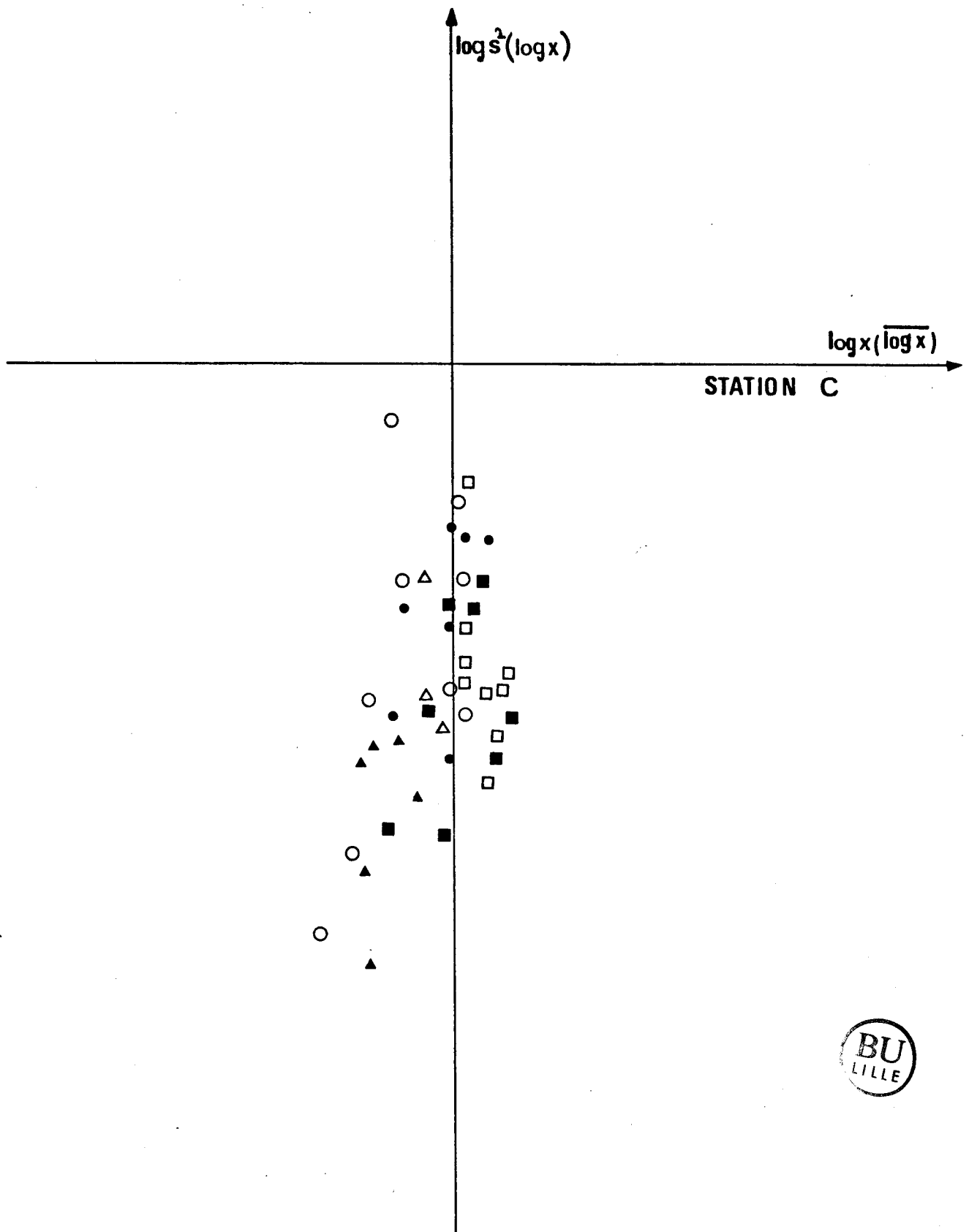
Annexe 33: Diaramme log moyenne - log variance , pour les relevés
 I à 9 , station E , 1982 .



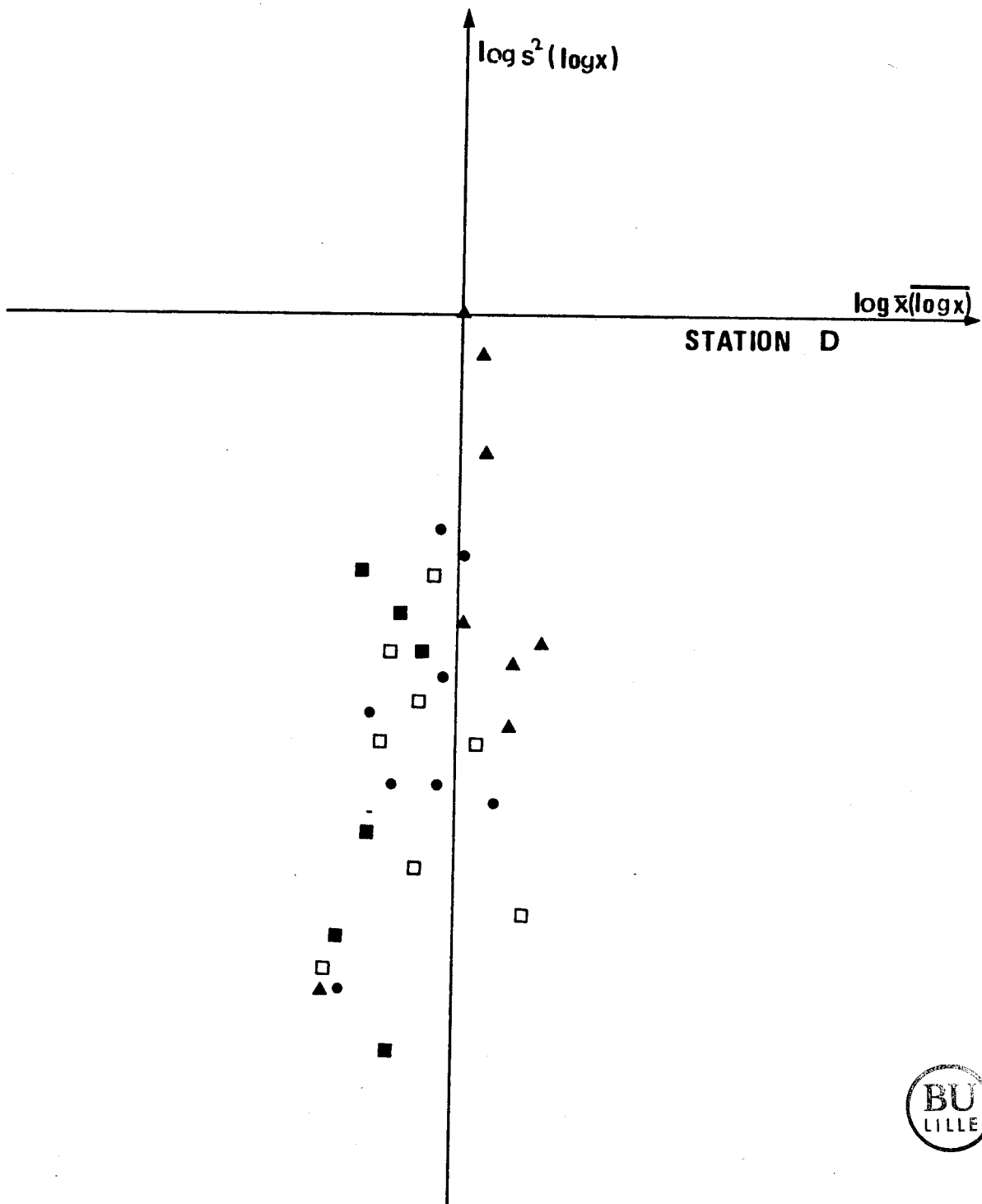
Annexe 34 : Diagramme log moyenne - log variance des données transformées en $\log (x + 1)$, station A, relevés 1 à 9.



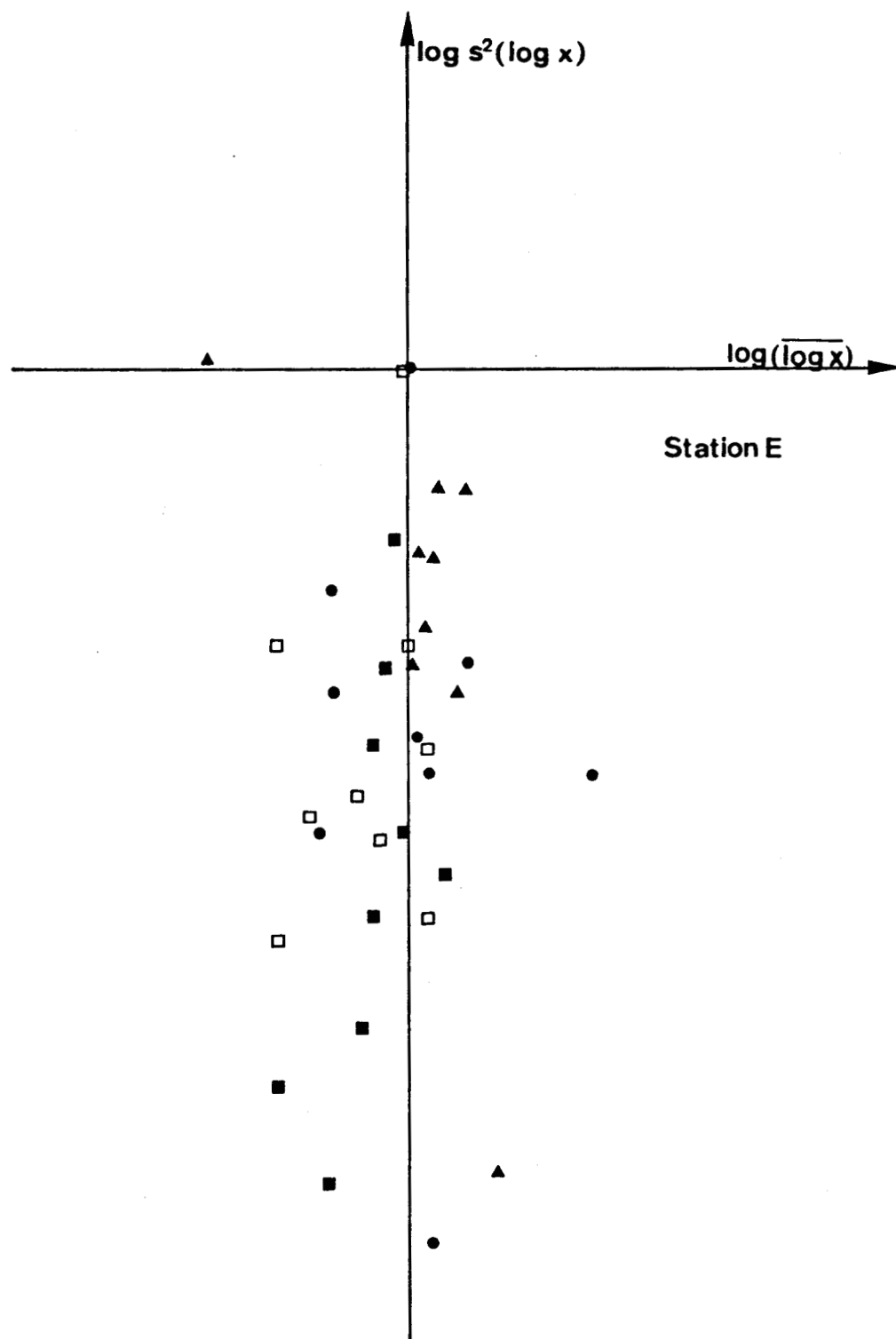
Annexe 35 : Diagramme log moyenne - log variance , pour les données transformées en $\log (x + 1)$, relevés 1 à 9 , station B; 1982



Annexe 36 : Diagramme log moyenne - log variance des données transformées en $\log (x + 1)$, en station C, relevés 1 à 9.



Annexe 37 : Diagramme log moyenne - log variance des données transformées en $\log(x + 1)$, en station D, relevés 1 à 9.



Annexe 38: Diagramme log moyenne - log variance des données transformées en $\log(x + 1)$, en station E, relevés 1 à 9.

Station A								
Mois	Juin 1982	Juillet 1982	Août 1982	Septembre 1982	Octobre 1982	Mai 1983	Juin 1983	Juillet 1983
N° d'espèces	26	20	24	14	3	-	-	-
N° d'individus	515	439	759	74	5	-	-	-
H maximal	4.69	4.32	4.59	3.81	1.59	-	-	-
H' de Shannon	3.52	2.98	3.00	3.15	1.37	-	-	-
R Régularité	0.75	0.69	0.66	0.83	0.41	-	-	-
Station B								
N° d'espèces	34	26	22	9	5	7	33	30
N° d'individus	1828	1168	781	227	245	37	522	988
H maximal	5.09	4.70	4.46	3.17	2.32	2.81	5.00	4.64
H' de Shannon	3.38	3.03	2.41	1.67	0.212	2.00	3.70	2.70
R Régularité	0.66	0.64	0.54	0.52	0.09	0.72	0.73	0.55
Station C								
N° d'espèces	32	26	21	15	10	9	35	33
N° d'individus	1191	1314	550	359	778	20	467	1107
H maximal	5.00	4.70	4.40	3.92	3.32	3.17	5.12	5.00
H' de Shannon	3.34	2.76	2.11	1.06	0.92	2.88	4.21	3.11
R Régularité	0.67	0.59	0.48	0.28	0.28	0.72	0.82	0.62
Station D								
N° d'espèces	24	27	20	10	3	7	20	30
N° d'individus	328	1000	439	57	61	18	207	2548
H maximal	4.60	4.76	4.32	3.32	1.59	2.91	4.32	4.90
H' de Shannon	3.27	2.27	1.62	2.68	0.40	2.40	3.00	1.13
R Régularité	0.71	0.48	0.38	0.80	0.25	0.86	0.69	0.23
Station E								
N° d'espèces	17	28	18	10	3	0	20	25
N° d'individus	362	1075	701	206	31	0	277	711
H maximal	4.01	4.81	4.17	3.32	1.59	0	4.32	4.64
H' de Shannon	2.33	2.85	1.43	1.97	1.09	0	2.82	1.98
R Régularité	0.57	0.60	0.34	0.60	0.69	0	0.66	0.42
Station F								
N° d'espèces	13	9	17	4	0	3	25	36
N° d'individus	136	56	85	13	0	9	408	1093
H maximal	3.70	3.17	4.10	2.00	0	1.59	4.64	5.17
H' de Shannon	2.64	2.50	2.80	1.55	0	1.22	2.88	2.70
R Régularité	0.71	0.80	0.68	0.78	0	0.77	0.62	0.52
Station G								
N° d'espèces	6	9	11	3	0	2	25	29
N° d'individus	52	56	126	24	0	2	746	2359
H maximal	2.59	3.17	3.46	1.59	0		4.64	4.86
H' de Shannon	1.60	1.99	2.63	0.66	0	1	2.11	0.99
R Régularité	0.62	0.63	0.76	0.41	0	1	0.45	0.20

Annexe 39: Valeurs de la diversité H', Hmax , Régularité , ainsi le nombre d'espèces et leurs effectifs , de juin à octobre 1982 et de mai à juillet 1983 , aux stations A à G .

BU
LILLE