



HAL
open science

Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la France. Implications pour sa gestion et sa conservation

M.-C. Trouilhé

► **To cite this version:**

M.-C. Trouilhé. Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la France. Implications pour sa gestion et sa conservation. Ecologie, Environnement. Université de Poitiers, 2006. Français. NNT: . tel-00117200

HAL Id: tel-00117200

<https://theses.hal.science/tel-00117200>

Submitted on 30 Nov 2006

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de Poitiers
Faculté des Sciences Fondamentales et Appliquées

Ecole Doctorale : Ingénierie, Chimique, Biologique et Géologique

Thèse

Pour l'obtention du grade de

Docteur de l'Université de Poitiers

(Diplôme National – Arrêté du 25 avril 2002)

Spécialité Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux

Présentée par

Marie-Cécile Trouilhé

Maître es Sciences

**Etude biotique et abiotique de l'habitat préférentiel de l'écrevisse
à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans l'ouest de la
France. Implications pour sa gestion et sa conservation.**

Directrice de thèse :

Catherine Souty-Grosset

Co-directeurs de thèse :

Frédéric Grandjean

Bernard Parinet

Soutenue le 16 juin 2006 devant la commission d'examen :

B. LEGUBE	Professeur, Université de Poitiers	Président
R. CEREGHINO	Professeur, Université de Toulouse III	Rapporteur
J.D. REYNOLDS	Professeur, Université de Dublin	Rapporteur
C. SOUTY-GROSSET	Chargée de recherche CNRS, Université de Poitiers	Directrice
F. GRANDJEAN	Maître de conférences, Université de Poitiers	Co-directeur
B. PARINET	Maître de conférences, Université de Poitiers	Co-directeur

Membres invités :

D. BOUCHON	Professeur, Université de Poitiers
E. MASSERET	Maître de conférences, Université de Montpellier II
S. PEAY	Consultante en environnement, Grande-Bretagne

Remerciements

Ce travail a été mené à l'Université de Poitiers et financé par le programme à développement rural « Leader plus » et le Programme Eaux du XII^{ième} CPER.

Je tiens tout d'abord à remercier Messieurs les professeurs Didier Bouchon et Bernard Legube respectivement directeurs du Laboratoire de Génétique et de Biologie des Populations de Crustacés (UMR-CNRS 6556) et du Laboratoire de Chimie de l'Eau et de l'Environnement (UMR-CNRS 6008) de m'avoir accueillie et de la confiance qu'ils m'ont témoignée.

Je suis particulièrement reconnaissante à Monsieur Bernard Legube d'avoir ouvert les portes de son laboratoire à une biologiste. J'espère que ce travail marquera le début d'une longue collaboration entre la chimie et la biologie.

Cette étude a été menée sous la direction de Madame Catherine Souty-Grosset, chargée de recherche au CNRS, que je remercie pour son aide de tous les instants, ses encouragements et sa foi en mon travail. Catherine, je te remercie aussi de m'avoir permis de faire partie de l'aventure du réseau européen « Craynet » que tu as mené d'une main de maître et qui nous a conduit de l'Irlande à l'Autriche et de la Norvège à l'Italie. Un grand merci encore de m'avoir donné l'occasion d'aller parler de nos petites écrevisses à pattes blanches sur la gold coast australienne. Merci... tout simplement... pour ton amitié.

Ce travail a aussi été co-encadré par Monsieur le professeur Frédéric Grandjean que je remercie pour ses conseils et pour la liberté d'action qu'il a su me laisser pendant nos quatre ans de collaboration.

Monsieur Bernard Parinet, maître de conférences, faisait également parti de l'équipe encadrante de cette thèse. Bernard, je vous remercie de vous être essayé au dialogue avec les biologistes. Merci pour les nombreuses discussions que nous avons eues autour de l'écrevisse, de l'évaluation de la qualité des eaux et des outils statistiques. Merci aussi pour la confiance que vous m'avez accordée alors que mes connaissances en chimie de l'eau étaient modestes.

Je remercie encore chaleureusement Monsieur le professeur Julian Reynolds de l'Université de Dublin d'avoir accepté d'être rapporteur de ce travail et aussi pour les précieux conseils qu'il m'a prodigués tout au long de ces quatre années.

J'adresse ma reconnaissance à Monsieur le professeur Régis Céréghino de l'Université de Toulouse III d'avoir accepté de juger ce travail et d'en être rapporteur.

Je suis aussi très reconnaissante envers Mesdames Stephanie Peay consultante en environnement outre-Manche et Estelle Masseret maître de conférences à

l'Université de Montpellier II d'avoir accepté de prendre part à la commission d'examen.

Je remercie particulièrement Madame le professeur Francesca Ghérardi de l'Université de Florence pour sa coopération et son bon accueil lors de nos séjours en Italie. Merci aussi à ses « girls » : Barbara, Elena et Sara.

Merci à Monsieur Eric Bachelier et à toute la brigade du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) du département des Deux-Sèvres pour leur aide sur le terrain. Merci aussi à Monsieur Michel Bramard du CSP du département de la Vienne pour ses conseils avisés.

J'adresse encore de sincères remerciements à Monsieur Michel Brulin de l'OPIE-Benthos pour avoir accepté de mettre à notre service ses précieuses connaissances relatives à la détermination des larves d'Ephéméroptères.

Merci aussi à la Chambre d'Agriculture du département des Deux-Sèvres pour toutes les informations fournies et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne pour son soutien financier.

Merci aux habitants du « Moulin Neuf » au Beugnon pour leur sympathique accueil à chacun de mes prélèvements.

Je tiens à remercier tous les permanents et les personnels de mes deux laboratoires d'accueil pour leur disponibilité et l'intérêt qu'ils ont montré pour ce sujet parfois loin de leurs thématiques de recherches. Un merci tout particulier à Madame Maryline Raimond pour sa gestion sans faille de la vie quotidienne au laboratoire et du « bar » et à Madame Christelle Mirebeau pour son aide, devenue indispensable, dans toutes les démarches administratives. Merci aussi à Monsieur Gilbert Martin pour ses résumés des matchs du stade toulousain qui m'ont permis de ne pas être coupée de ma terre d'origine !

Merci à Frédérique, Laure, Pierre-Alexandre, Nicolas et Mickaël mes « petits » stagiaires pour leur précieuse contribution au tri et à la détermination des larves de macroinvertébrés... et pardon de ne pas avoir toujours été une « chef » à la hauteur.

Je ne saurais oublier tous mes collègues thésards, DEA et stagiaires grâce à qui mon exil pictavien ne fut que rires et bonne humeur.

Juline : c'est promis, je t'ai pardonné les 60 km de vélo sous la canicule d'août 2003 !

Christine : fais attention aux virgules et merci d'avoir été présente le jour J.
Sébastien V. : plus que quelques jours et tu seras enfin le Président.

Samuel : une dernière petit blague ?!

Marion : ne quitte pas le tiroir magique des yeux, le Séb n'est pas loin !

Andréanne : tes chorégraphies sur les musiques du groupe Ozone sont restées uniques tout comme ton soutien depuis ton Québec natal.

Aurélie : je suis sûre que tu te souviendras à tout jamais du remplissage des bas avec du canigou !

Sylvaine : « Chié-Chié » pour ta bonne humeur et tes fidèles pensées.

Amélie D. : ma compagne de dissections et de bureau ces longs derniers mois... grâce à toi... « J'adooore regarder danser les gens » !

Bertrand : surtout continue à « kiffer la vibe » avec ton collègue de bureau (!) et... merci pour ton amitié si sincère.

Cécile : fidèle lectrice de la revue « Comment entretenir votre ingénieur ! ».

Emmanuelle : tu l'as trouvé bon le champagne des JIE 2004 ?!

Marie : toujours fidèle au poste... merci pour tous ces bons moments passés autour d'une table.

Audrey : courage... plus qu'un an !

David : avec ou sans perruque tu arrives toujours à motiver les troupes !

Johann : mon dépanneur officiel de chromato... merci pour toutes ces heures que tu as passées penché sur cette bestiole capricieuse !

Florian : j'attends toujours tes cours de ski !

Sahidou : notre Thuram à nous qui manie aussi bien le ballon rond que les ACP !
Merci à toi pour m'avoir initiée à la chimie de l'eau lors de mes débuts pictaviens.

Christophe : euh... ça t'est déjà arrivé de coincer le COT ?!

Fabien : célèbre auteur du best-seller « Comment faire plus de 30 taches sur votre chemise en un seul repas » !

Claude : la plus toulousaine des libanaises !

Tony : mon débardeur rose te va trop bien... je te le donne !

Une mention très spéciale pour *Claire* et *Pierre*... je n'oublierai pas ce soir d'orage du 15 juillet 2003 quand vous avez bravé les intempéries pour venir me récupérer aux confins des Deux-Sèvres !! Merci.

Merci aussi à : Nicolas P., Julien C., Lenka, Gaël, Aline, Maureen, Amélie L., Sara, Supath, Yai, Ingrid, Ladji, Sonia, Sophie, Sandrine, Ina, Gladys, Sylvain, Grégory, Julien P., Sébastien A., Eva, Vincent.

J'adresse de sincères remerciements à mes « collègues » toulousaines Muriel et Lisbeth pour leur fidèle et, ô combien, précieuse amitié. Merci pour vos visites dans le Poitou, d'avoir assisté à ma soutenance et pour toutes vos paroles d'encouragements pendant la rédaction de ce mémoire.

Papa, Maman... du fond du cœur Merci... Merci pour tout cet amour que vous m'apportez au quotidien et pour la patience dont vous avez fait preuve durant toutes ces années d'études. Merci, Merci et... Pardon d'avoir transformé la Ford Fiesta en un véritable véhicule de terrain !

Je remercie enfin les petites écrevisses de Gâtine grâce auxquelles j'ai rencontré mon doux Hugues... Mon ange, ce travail est le tien... sans toi à mes côtés, il n'aurait pu aboutir... Merci de m'avoir si bien tenu la main afin que je ne trébucher pas sur ce long et parfois chaotique chemin qu'est une thèse.

sommaire

Mère Ecrevisse un jour à sa Fille disait :
Comme tu vas, bon Dieu ! ne peux-tu marcher droit ?
- Et comme vous allez vous-même ! dit la fille.
Puis-je autrement marcher que ne fait ma famille ?
Veut-on que j'aille droit quand on y va tortu ?

Jean de la Fontaine (Livre XII, Fable X)

INTRODUCTION GENERALE	1
------------------------------------	----------

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I APPROCHE TAXONOMIQUE ET ANATOMIQUE	4
I.1 LA TAXONOMIE.....	4
I.2 L'ANATOMIE DES ECREVISSES	5
I.3 LA REPARTITION DES ECREVISSES EN EUROPE.....	7
I.3.1 Les espèces indigènes ou ICS (Indigenous Crayfish Species).....	8
I.3.1.1 Le genre <i>Astacus</i>	8
I.3.1.2 Le genre <i>Austropotamobius</i>	9
I.3.2 Les espèces non indigènes ou NICS (Non Indigenous Crayfish Species)	11
I.3.2.1 La famille des <i>Astacidae</i>	11
I.3.2.2 La famille des <i>Cambaridae</i>	12
I.3.2.3 La famille des <i>Parastacidae</i>	13
II LES ECREVISSES EN FRANCE	14
II.1 GENERALITES	14
II.2 LES ICS EN FRANCE.....	14
II.3 LES NICS EN FRANCE	15
II.4 LA SITUATION DANS LA REGION POITOU-CHARENTES	16
III GENERALITES SUR <i>AUSTROPOTAMOBIUS PALLIPES</i>	18
III.1 CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES	18
III.2 MODE D'ALIMENTATION	19
III.3 LA PREDATION SUR <i>A. PALLIPES</i>	20
III.4 CROISSANCE ET REPRODUCTION.....	20
III.4.1 Croissance	20
III.4.2 Reproduction.....	21

IV ETAT DE LA CONNAISSANCE SUR L'ÉCOLOGIE D'AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES.....	23
IV.1 ETUDE DES POPULATIONS : MESURE DE LA DENSITE.....	23
IV.2 SON ÉCOLOGIE.....	26
IV.2.1 L'habitat physique.....	26
IV.2.2 Exigences écologiques par rapport à l'habitat.....	27
IV.3 LES MENACES.....	31
IV.3.1 Les maladies.....	32
IV.3.1.1 La thélohaniose ou maladie de porcelaine.....	32
IV.3.1.2 La peste de l'écrevisse.....	33
IV.3.2 La détérioration de la qualité de l'eau et de l'habitat.....	34
IV.3.3 Les menaces dans la région Poitou-Charentes.....	35
IV.4 SA DISTRIBUTION EN FRANCE.....	36
IV.5 CONCLUSION : MESURES DE PROTECTION VIS-A-VIS D'A. PALLIPES.....	36
V MESURE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU.....	38
V.1 LES DIFFERENTS TYPES DE POLLUTIONS.....	39
V.2 MESURES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA QUALITE DE L'EAU.....	40
V.3 MESURES BIOLOGIQUES DE LA QUALITE DE L'EAU.....	42
V.4 MACROINVERTEBRES BENTHIQUES ET QUALITE DES EAUX.....	42

Chapitre II : matériels et méthodes

I CADRE DE L'ÉTUDE.....	46
I.1 OBJECTIF.....	46
I.2 CONTEXTE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE.....	46
I.3 CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	47
I.3.1 Généralités.....	47
I.3.2 Mesures de protection.....	52
I.4 DONNÉES CLIMATIQUES ET HYDROLOGIQUES.....	53
I.4.1 Données pluviométriques.....	53
I.4.2 Mesure de débits.....	54

I.5	DESCRIPTION DES STATIONS ETUDIEES	55
I.5.1	Bassin du Thouet	55
I.5.1.1	Le Thouet	56
I.5.1.2	La Verdonnière.....	57
I.5.1.3	La Viette	58
I.5.2	Bassin de la Sèvre Nantaise (Zone amont).....	59
I.5.3	Bassin de la Sèvre Niortaise	60
I.5.3.1	La Rourie	60
I.5.3.2	Le Gâtineau.....	61
I.5.4	Bassin du Clain.....	62
I.5.4.1	Le Magot.....	62
I.5.4.2	L'Auxance	63
II	PROTOCOLES EXPERIMENTAUX	64
II.1	ETUDE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX.....	64
II.1.1	Echantillonnage	64
II.1.2	Mesures effectuées	65
II.1.3	Paramètres analysés.....	67
II.2	ETUDE DE LA FAUNE DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	69
II.2.1	Echantillonnage selon le protocole de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)	69
II.2.2	Pertinence de la note IBGN	71
II.2.3	Comparaison des compositions faunistiques.....	71
II.2.3.1	Indice de diversité de Shannon.....	71
II.2.3.2	Indice de Jaccard	71
II.2.4	Indices de qualité de l'habitat et de la macrofaune benthique	72
II.2.4.1	Le coefficient d'aptitude biogène «Cb2 ».....	72
II.2.4.2	L'indice habitat « m »	73
II.2.5	Les guildes trophiques.....	73
II.2.6	Cas particulier des Ephéméroptères	74
II.3	ETUDE DES POPULATIONS D' <i>AUSTROPOTAMOBIVUS PALLIPES</i> DES SITES CONSIDERES ..	74

III	ANALYSES STATISTIQUES DES DONNEES	75
III.1	STATISTIQUES ELEMENTAIRES	76
III.1.1	Test de normalité	76
III.1.2	Test de Kruskal-Wallis	76
III.1.3	Evolution temporelle des paramètres	76
III.2	ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	77
III.2.1	Les méthodes d'analyses factorielles	77
III.2.1.1	Analyse en Composantes Principales (ACP)	78
III.2.2	Les méthodes de regroupement	79
IV	LES RESEAUX DE NEURONES	80
IV.1	GENERALITES	80
IV.2	LES RESEAUX NON-BOUCLES	81
IV.3	LES RESEAUX BOUCLES	81
IV.4	UTILISATION DES RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS	82

Chapitre Iii : Etude abiotique, physico-chimie des cours d'eau ET *a. pallipes*

I	INTRODUCTION.....	83
II	RESULTATS	83
II.1	TEST DE NORMALITE DES DONNEES PAR STATIONS.....	83
II.2	TEST DE KRUSKAL-WALLIS	84
II.3	LES PARAMETRES MESURES.....	85
II.3.1	La hauteur d'eau (Haut)	85
II.3.2	Le pH.....	86
II.3.3	L'ammonium (NH ₄)	87
II.3.4	L'oxygène dissous (O ₂), le potentiel d'oxydoréduction (E) et la température de l'eau (T)	88
II.3.5	La conductivité (Cond), le titre hydrométrique (TH), le titre alcalimétrique (TAC), la silice (Si), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg).....	91
II.3.6	Le sodium (Na) et le potassium (K).....	95

II.3.7	Les chlorures (Cl), les nitrates (NO ₃) et les sulfates (SO ₄)	96
II.3.8	Le carbone organique total (COT), l'absorbance UV à 254 nm (UV254), les matières en suspensions (MES) et la turbidité (Turb).....	98
II.4	EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX SELON LE SEQ-EAU	100
II.5	BILAN INTERMEDIAIRE	102
II.6	TRAITEMENTS PAR ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	102
II.6.1	Généralités.....	102
II.6.2	ACP pour les ruisseaux un à un	103
II.6.3	ACP pour les sept ruisseaux dans leur ensemble	104
II.6.4	Exploitation des données estivales	112
II.6.5	Utilisation de l'outil de classification.....	114
II.6.5.1	Généralités.....	114
II.6.5.2	Méthode de classification Two Step Cluster (TSC).....	115
II.6.5.2.1	Classification TSC pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés	115
II.6.5.2.2	Classification TSC pour douze des vingt-trois paramètres	115
II.6.5.2.3	Classification TSC pour les cinq paramètres les plus pertinents.....	116
II.6.5.2.4	Classification TSC en séparant les paramètres minéraux et organiques	117
II.7	PREDICTION PAR RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS (RNA)	117
II.7.1	RNA et l'ensemble des paramètres physico-chimiques	118
II.7.2	RNA et les cinq paramètres les plus pertinents.....	119
III	DISCUSSION	121
III.1	GAMME DE TOLERANCE D'A. <i>PALLIPES</i> VIS-A-VIS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	121
III.2	QUALITE DE L'EAU ET ANALYSES DE DONNEES	126
III.3	LES CINQ PARAMETRES LES PLUS PERTINENTS.....	127
III.4	L'IMPACT DES ETANGS	129
III.5	LE CAS PARTICULIER DU GATINEAU.....	130
IV	CONCLUSION.....	132

Chapit re iv : Et ude biot ique, faune de macr oinver t ébr és et *A. pallipes*

I	INTRODUCTION.....	134
II	RESULTATS RELATIFS A LA COMPOSITION DES COMMUNAUTES DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	134
II.1	NOTES IBGN ET PERTINENCE	135
II.1.1	Sites avec <i>A. pallipes</i>	135
II.1.2	Sites sans <i>A. pallipes</i>	135
II.2	L'INDICE HABITAT « m ».....	140
II.3	LE COEFFICIENT D'APTITUDE BIOGENE « Cb2 »	140
II.4	CARACTERISTIQUES DES LISTES FAUNISTIQUES DE MACROINVERTEBRES	142
II.5	LES GUILDES TROPHIQUES	145
II.6	INDICES DE SHANNON ET DE JACCARD	147
II.6.1	L'indice de diversité de Shannon (H)	148
II.6.2	L'indice de similarité de Jaccard (J)	148
II.7	LES EPHEMEROPTERES SUR LES SITES ECHANTILLONNES	151
II.8	TRAITEMENT PAR ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	154
II.8.1	Pour l'ensemble des macroinvertébrés.....	154
II.8.2	ACP avec les Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères uniquement	156
II.9	PREDICTION PAR RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS (RNA)	158
II.9.1	RNA avec l'ensemble des macroinvertébrés	158
II.9.2	RNA avec les EPT uniquement.....	160
III	DISCUSSION	160
III.1	QUALITE BIOLOGIQUE DEL'EAU ET <i>A. PALLIPES</i>	160
III.2	PEUPEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	163
III.2.1	Evolution des listes faunistiques	163
III.2.2	Les guildes trophiques.....	165
III.3	<i>A. PALLIPES</i> ET LES EPHEMEROPTERES	165
III.4	MACROINVERTEBRES BENTHIQUES ET ANALYSES MULTIVARIEES	166

III.5	CORRELATION DES DONNEES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES	167
III.5.1	Les onze taxons de macroinvertébrés benthiques sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents	167
III.5.1.1	Utilisation de l'ACP	167
III.5.1.2	Utilisation de RNA.....	170
III.5.2	Les cinq taxons d'EPT sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents.....	170
III.5.2.1	Utilisation de l'ACP	170
III.5.2.2	Utilisation de RNA.....	173
III.5.3	Corrélations données abiotiques et biotiques : conclusion.....	173
IV	CONCLUSION.....	174
	SYNTHESE ET CONCLUSION GENERALE.....	175
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	181
	ANNEXES	

Introduction générale



INTRODUCTION GENERALE

Depuis le Moyen Age, les écrevisses ont en Europe une importance notable dans le tissu social et culturel. D'abord fort appréciées pour leur chair par les moines et la noblesse, les écrevisses sont devenues, au cours du temps, une ressource alimentaire non négligeable pour toutes les couches sociales. Encore de nos jours, des fêtes traditionnelles autour de la pêche et de la dégustation des écrevisses subsistent dans les pays scandinaves. Les écrevisses sont aujourd'hui appréciées non seulement en tant qu'espèces patrimoniales dont la perte diminuerait la biodiversité des eaux douces mais aussi en tant qu'espèces «parapluies » qui régulent et protègent cette biodiversité. La conservation des écrevisses permet donc de favoriser la protection des milieux aquatiques ainsi que le maintien d'activités économiques et d'un patrimoine naturel et culturel. Malgré ce double intérêt économique et culturel, la distribution actuelle des écrevisses en Europe est moindre que par le passé et fragmentée. La perte des populations est grandement favorisée par les pressions anthropiques comprenant le braconnage, la pêche intensive et la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat. Les écrevisses autochtones sont également menacées par la peste de l'écrevisse transmise par les espèces introduites telles que les écrevisses nord américaines, porteuses saines de cette maladie (Holdich et Lowery, 1988 ; Holdich, 2002). De nombreux programmes de conservation sont menés aux quatre coins de l'Europe pour maintenir ce patrimoine astacicole. En Europe du nord, la conservation de l'écrevisse noble (*Astacus astacus*) est une condition indispensable à son exploitation économique et touristique pour la pêche de loisir. En Europe de l'ouest, l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) et l'écrevisse des torrents (*Austropotamobius torrentium*) doivent être conservées pour leur valeur culturelle en tant qu'espèces phares pour une bonne qualité environnementale.

La distribution et l'abondance de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet, 1858), objet de la présente étude, ont été drastiquement réduites au cours du siècle dernier sur l'ensemble de son aire de répartition. Dans les cours d'eau français, les populations d'écrevisses à pattes blanches se retrouvent aujourd'hui isolées, fragmentées et cantonnées en tête de bassin. *Austropotamobius pallipes* est depuis longtemps considérée comme une sentinelle des eaux de bonnes qualités et elle fait l'objet de nombreuses mesures de protection. Depuis 1983, cette écrevisse est retenue comme espèce vulnérable sur la liste rouge des animaux menacés établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Baillie et Groombridge, 1996). Elle est aussi listée (i) dans les annexes II et

V de la directive européenne « Habitats-Faune-Flore » (92/43/EEC et 97/62/EU) et (ii) dans l'annexe III de la convention de Berne. Le réseau Natura 2000, qui a pour but de protéger les biotopes et les espèces menacés à travers l'Europe sur des sites de conservation choisis, prend également en compte l'écrevisse à pattes blanches. Ainsi, en France, 166 sites ont été retenus comme lieux préférentiels de protection de cette espèce. En France, cette écrevisse est également concernée par des mesures de protection réglementaires relatives à sa pêche. Soucieux de préserver le patrimoine astacicole, le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) réalise régulièrement depuis 1977 des campagnes nationales afin de connaître l'évolution de la répartition des écrevisses en France. Lors de la dernière enquête en 2001, sept espèces d'écrevisses ont été recensées en France métropolitaine : trois espèces autochtones (*Austropotamobius pallipes*, *Austropotamobius torrentium*, *Astacus astacus*) et quatre espèces exotiques (Changeux, 2003). Parmi les espèces non-indigènes, trois sont originaires d'Amérique du nord (*Pacitastacus leniusculus*, *Orconectes limosus*, *Procambarus clarkii*) et une d'Europe de l'est (*Astacus leptodactylus*). Une quatrième espèce nord-américaine (*Orconectes rusticus*) a récemment été découverte en France (décembre 2005) dans le département du Doubs (référéncé dans Souty-Grosset *et al.*, 2006).

Dans la région Poitou-Charentes, où se situe la zone d'étude choisie pour ce travail de thèse, 137 populations d'écrevisses à pattes blanches avaient été recensées en 1978. En 2003, seules 45 populations étaient encore établies soit une perte de 67% en 25 ans (Bramard *et al.*, 2005). Parallèlement à cette régression du nombre de population d'*A. pallipes*, une propagation fulgurante des espèces exotiques *P. leniusculus* et *P. clarkii* a été observée. Actuellement, la plupart des populations d'*A. pallipes* restantes sont localisées dans le département des Deux-Sèvres et plus particulièrement dans le pays de Gâtine encore appelé «Château d'eau du Poitou». Les crêtes de Gâtine sont les premiers reliefs rencontrés par les nuages venant de l'Atlantique ce qui confère une pluviométrie élevée à cette zone et où se trouvent de nombreuses sources.

De nombreuses études de terrain et en laboratoire ont été menées en Europe pour caractériser l'habitat physique préférentiel d'*A. pallipes*. Cette espèce est donc reconnue pour apprécier tout particulièrement les fonds caillouteux et graveleux, pourvus de blocs, les sous berges avec racines, les herbiers aquatiques et les bois morts (Arrignon et Roche, 1983 ; Grandjean *et al.*, 1996, 2000a, 2001 ; Smith *et al.*, 1996 ; Neveu 2000a, b ; Füreder *et al.*, 2006 pour revue). *A. pallipes* est depuis longtemps reconnue pour être très exigeante vis-à-vis de la

qualité physico-chimique de l'eau dans laquelle elle vit (Roqueplo et Daguerre de Hurreaux, 1983). De nombreuses études ont été conduites pour décrire la qualité de l'eau dans laquelle évolue l'écrevisse à pattes blanches (Reynolds, 1979, 1982, 1989 ; O'Keeffe, 1986 ; De Bikuna *et al.*, 1989 ; Matthews et Reynolds, 1995 ; Troschel *et al.*, 1997 ; Grandjean *et al.*, 2000a ; Rallo et García-Arberas, 2000 ; Demers, 2003 ; Nardi *et al.*, 2005). Cependant, la plupart de ces travaux ont donné lieu à des mesures ponctuelles et saisonnières qui ne concernaient, le plus souvent, que les caractéristiques minérales de l'eau. Les exigences de l'écrevisse à pattes blanches en terme de qualité biologique de l'eau ont fait l'objet de quelques études basées sur la faune de macroinvertébrés (Grandjean *et al.*, 2001, 2003 ; Broquet *et al.*, 2002 ; Demers et Reynolds, 2002 ; Lyons et Kelly-Quinn, 2003). Les résultats sont alors variables selon la région géographique considérée.

Dans ce contexte, il semblait donc nécessaire de développer une nouvelle approche pour caractériser les exigences d'*A. pallipes* vis-à-vis de son environnement en Poitou-Charentes. C'est pourquoi, au cours de mes trois années de thèse, un suivi régulier de différents paramètres physiques, chimiques et biologiques a été entrepris sur des sites avec et sans *A. pallipes*. L'utilisation d'outils statistiques comme les analyses multivariées et les réseaux de neurones artificiels pour le traitement des données, a été effectuée dans le but (i) de dégager les caractéristiques minérales, organiques et biologiques des eaux propices à l'écrevisse à pattes blanches et (ii) d'établir des modèles de prédictions de la présence/absence d'*A. pallipes*.

La présentation de cette étude est divisée en quatre chapitres. Dans un premier temps, une synthèse bibliographique fait le point sur (i) la situation des écrevisses en Europe et en France en particulier, (ii) sur les connaissances actuelles de l'écologie d'*A. pallipes* et (iii) sur les méthodes d'estimation de la qualité des eaux superficielles. Dans un second chapitre, le matériel et les méthodes utilisés pour cette étude sont présentés. Les résultats relatifs aux paramètres abiotiques sont considérés dans le Chapitre III. Le Chapitre IV concerne à la fois les paramètres biotiques et les résultats liant qualité physico-chimique et biologique des eaux par rapport à la présence/absence d'*A. pallipes*. En conclusion de ce travail, une synthèse de tous résultats permet de dégager les principales implications et perspectives pour la gestion et la conservation de l'écrevisse à pattes blanches.

CHAPITRE I

Synthèse bibliographique



I	APPROCHE TAXONOMIQUE ET ANATOMIQUE	4
I.1	LA TAXONOMIE.....	4
I.2	L'ANATOMIE DES ECREVISSES	5
I.3	LA REPARTITION DES ECREVISSES EN EUROPE	7
I.3.1	Les espèces indigènes ou ICS (Indigenous Crayfish Species).....	8
I.3.1.1	Le genre <i>Astacus</i>	8
I.3.1.2	Le genre <i>Austropotamobius</i>	9
I.3.2	Les espèces non indigènes ou NICS (Non Indigenous Crayfish Species).....	11
I.3.2.1	La famille des <i>Astacidae</i>	11
I.3.2.2	La famille des <i>Cambaridae</i>	12
I.3.2.3	La famille des <i>Parastacidae</i>	13
II	LES ECREVISSES EN FRANCE	14
II.1	GENERALITES	14
II.2	LES ICS EN FRANCE	14
II.3	LES NICS EN FRANCE.....	15
II.4	LA SITUATION DANS LA REGION POITOU-CHARENTES	16
III	GENERALITES SUR <i>AUSTROPOTAMOBIUS PALLIPES</i>	18
III.1	CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES	18
III.2	MODE D'ALIMENTATION	19
III.3	LA PREDATION SUR <i>A. PALLIPES</i>	20
III.4	CROISSANCE ET REPRODUCTION	20
III.4.1	Croissance	20
III.4.2	Reproduction.....	21
IV	ETAT DE LA CONNAISSANCE SUR L'ECOLOGIE D'<i>AUSTROPOTAMOBIUS PALLIPES</i>	23
IV.1	ETUDE DES POPULATIONS : MESURE DE LA DENSITE.....	23
IV.2	SON ECOLOGIE.....	26
IV.2.1	L'habitat physique	26
IV.2.2	Exigences écologiques par rapport à l'habitat	27

IV.3	LES MENACES	31
IV.3.1	Les maladies.....	32
IV.3.1.1	La thélohaniose ou maladie de porcelaine	32
IV.3.1.2	La peste de l'écrevisse	33
IV.3.2	La détérioration de la qualité de l'eau et de l'habitat.....	34
IV.3.3	Les menaces dans la région Poitou-Charentes	35
IV.4	SA DISTRIBUTION EN FRANCE	36
IV.5	CONCLUSION : MESURES DE PROTECTION VIS-A-VIS D'A. <i>PALLIPES</i>	36
V	MESURE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU	38
V.1	LES DIFFERENTS TYPES DE POLLUTIONS	39
V.2	MESURES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA QUALITE DE L'EAU.....	40
V.3	MESURES BIOLOGIQUES DE LA QUALITE DE L'EAU.....	42
V.4	MACROINVERTEBRES BENTHIQUES ET QUALITE DES EAUX.....	42

I APPROCHE TAXONOMIQUE ET ANATOMIQUE

I.1 La taxonomie

Les écrevisses se rencontrent dans la plupart des habitats d'eaux douces et sont naturellement distribuées sur l'ensemble des continents à l'exception de l'Antarctique et, fait plus surprenant, de l'Afrique. Sur ce dernier continent, la niche écologique des écrevisses est largement occupée par les crabes et crevettes d'eau douce. L'Asie centrale est également naturellement dépourvue de populations d'écrevisses. Cependant, quelque soit le lieu, les écrevisses ont toujours été exploitées comme une ressource alimentaire par les populations humaines (Holdich, 2002).

D'un point de vue taxonomique, les écrevisses appartiennent à la classe des crustacés et à l'ordre des décapodes. Le tableau I-1 présente l'ensemble des 593 espèces d'écrevisses recensées à l'échelle mondiale qui se regroupe en 30 genres répartis dans trois familles : *Astacidae* (14 espèces), *Cambaridae* (409 espèces) et *Parastacidae* (170 espèces) (Sinclair *et al.*, 2004). Les individus appartenant à la famille des *Astacidae* et à celle des *Cambaridae* se rencontrent uniquement dans l'hémisphère nord tandis que les représentants de la famille des *Parastacidae* se localisent uniquement dans l'hémisphère sud et plus particulièrement en Australie (Tableau I-1).

Tableau I1 : Nombre total d'écrevisses décrites et leurs aires de distributions naturelles (D'après Sinclair et al., 2004).

Familles	Genres	Nombres d'espèces	Régions
<i>Astacidae</i>	<i>Astacus</i> *	2	Europe
	<i>Austropotamobius</i>	4	Europe
	<i>Pacifastacus</i>	8	Europe, USA, Canada
<i>Cambaridae</i>	<i>Barbicambarus</i>	1	USA, Canada
	<i>Bouchardina</i>	1	USA, Canada
	<i>Cambarellus</i>	17	Amérique du nord
	<i>Cambaroides</i>	7	Asie
	<i>Cambarus</i>	91	USA, Canada
	<i>Dsitocambarus</i>	5	USA, Canada
	<i>Fallicambarus</i>	16	USA, Canada
	<i>Faxonella</i>	4	USA, Canada
	<i>Hobbseus</i>	7	USA, Canada
	<i>Orconectes</i>	87	Amérique du nord
	<i>Procambarus</i>	171	Amérique du nord/centrale
<i>Troglocambarus</i>	2	USA, Canada	
<i>Parastacidae</i>	<i>Astacoides</i>	6	Madagascar
	<i>Astacopsis</i>	3	Australie
	<i>Cherax</i>	44	Australie/Nouvelle Guinée
	<i>Engaeus</i>	35	Australie
	<i>Engaewa</i>	5	Australie
	<i>Euastacus</i>	43	Australie
	<i>Geocharax</i>	2	Australie
	<i>Gramastacus</i>	3	Australie
	<i>Ombrastacoides</i>	11	Australie
	<i>Paranephrops</i>	2	Nouvelle Zélande
	<i>Parastacus</i>	8	Amérique du sud
	<i>Samastacus</i>	1	Amérique du sud
	<i>Spinastacoides</i>	3	Australie
	<i>Tenuibranchiurus</i>	3	Australie
<i>Virilastacus</i>	1	Amérique du sud	
Total	30	593	

*Une troisième espèce (*Astacus pachypus*), non mentionnée par Sinclair et al. (2004), est présente en Europe (Taylor, 2002).

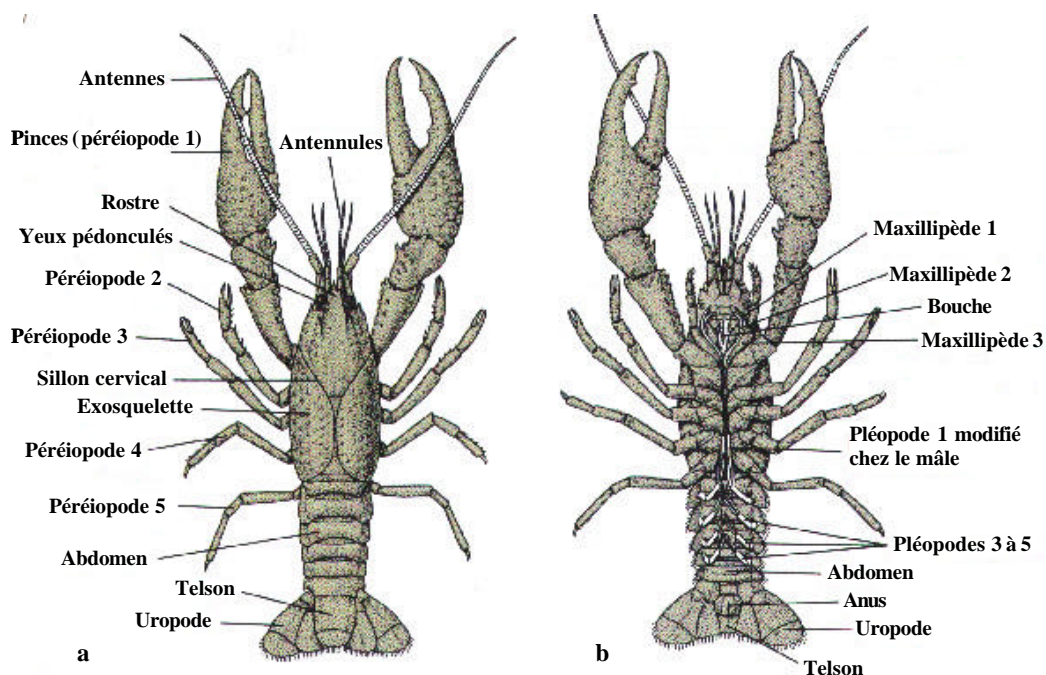
I.2 L'anatomie des écrevisses

Les figures I-1a et b rassemblent l'ensemble des termes relatifs à la morphologie des écrevisses. Les crustacés sont des animaux qui présentent un corps composé de trois parties : (i) la tête ou céphalon, (ii) le thorax ou péréion et (iii) l'abdomen ou pléon. Chaque segment est relié aux autres par des membranes articulaires et porte une paire d'appendices articulés. Le corps est enfermé dans une cuticule tégumentaire chitineuse sécrétée par l'épiderme. Les

crustacés se distinguent des autres classes par la présence de deux paires d'antennes et par la possession de nombreux appendices.

Chez les écrevisses, la tête et le thorax sont soudés et constituent ainsi le céphalothorax. La tête, formée de six segments, porte sur les trois premiers segments une paire d'yeux pédonculés, une paire d'antennules et une paire d'antennes, les trois autres portant respectivement mandibules, maxillules et maxilles. Le thorax, constitué de huit segments, porte trois paires de pattes mâchoires sur les premiers segments et des pattes marcheuses sur les cinq derniers d'où l'appartenance des écrevisses à l'ordre des décapodes. Les cinq paires de pattes marcheuses ou péréiopodes sont pour les trois premières paires terminées par une pince dont la première est très fortement développée et par une griffe pour les deux dernières. L'abdomen est constitué de six segments qui présentent chacun une paire d'appendices bi-ramés appelés pléopodes. La dernière paire de pléopodes (segment VI) est transformée en palette natatoire qui forme, avec l'extrémité du segment VI (ou telson), la queue. Un dimorphisme sexuel s'observe au niveau des pléopodes. Chez la femelle, les pléopodes des segments II à V ont pour fonction le support des œufs pendant la période d'incubation. Chez le mâle, les pléopodes fixés aux segments I et II sont transformés en baguettes copulatoires qui serviront à l'écoulement du sperme lors de l'accouplement.

Le dimorphisme sexuel s'accroît avec l'âge avec l'élargissement de l'abdomen des femelles et le développement de fortes pinces chez les mâles (Rhodes et Holdich, 1979 ; Grandjean *et al.*, 1997a).



Figures I-1a et b : Anatomie externe d'une écrevisse. (a) face dorsale et (b) face ventrale.

I.3 La répartition des écrevisses en Europe

Une mise à jour des espèces d'écrevisses rencontrées en Europe et de leur distribution fait l'objet de la parution d'un atlas (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Dans ce document, les écrevisses sont réparties en deux catégories : (i) les écrevisses natives ou indigènes répertoriées sous l'appellation ICS (pour Indigenous Crayfish Species) et (ii) les écrevisses exotiques ou non-indigènes classées comme des NICS (pour Non Indigenous Crayfish Species). Ces deux termes ICS et NICS seront également utilisés dans la suite de ce rapport.

Le tableau I2 résume quelques traits d'histoire de vie des ICS et des principales NICS rencontrées en Europe. Ainsi, il apparaît que les espèces *Austropotamobius pallipes* et *Astacus astacus* ont une longévité plus grande que les autres espèces. Cependant, ces deux espèces ont une croissance plus lente qui se traduit par une maturité sexuelle plus tardive (3-4 ans contre 1-2 ans pour les autres espèces). De plus, les femelles des deux ICS considérées ne se reproduisent qu'une fois par an et ne portent qu'un faible nombre d'œufs contrairement à *Procambarus clarkii* et *Orconectes limosus* qui portent de nombreux œufs et se reproduisent plusieurs fois par an.

Tableau I2 : Comparaison de différents traits d'histoire de vie chez les ICS européennes (*Austropotamobius pallipes*, *Astacus astacus*) et les principales NICS (*Astacus leptodactylus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Orconectes limosus*). (D'après Holdich *et Lowery*, 1988 ; Westman *et al.*, 1992 ; Holdich *et al.*, 2006 pour revue).

	<i>Austropotamobius pallipes</i>	<i>Astacus astacus</i>	<i>Astacus leptodactylus</i>	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	<i>Procambarus clarkii</i>	<i>Orconectes limosus</i>
Longévité (ans)	10-12	10-15	6-9	9	2	4
Age maturité sexuelle (ans)	3-4	3-4	2-3	1-2	< 1	2
Croissance	lente	lente	rapide	rapide	très rapide	rapide
Taille maximale (mm)	120	180	195	150	> 150	120
Nombre d'œufs	< 100	100-150	200-400	110-300	200-700	200-400
Nombre de reproduction (/an)	1	1	1	1	plusieurs	plusieurs

I.3.1 Les espèces indigènes ou ICS (Indigenous Crayfish Species)

Seule la famille des *Astacidae* est native d'Europe. Elle y est représentée par deux genres : *Astacus* et *Austropotamobius*.

I.3.1.1 Le genre Astacus

Trois espèces du genre *Astacus* sont présentes en Europe : (i) *A. astacus*, (ii) *A. leptodactylus* et (iii) *A. pachypus* (Souty-Grosset *et al.*, 2006).

Astacus astacus, couramment appelée «écrevisse à pattes rouges ou écrevisse noble », est l'espèce native la plus répandue. Elle est présente dans 39 pays, son aire de répartition s'étendant principalement en Europe de l'est, de l'ex-Yougoslavie aux pays scandinaves. Quelques populations sont recensées en France, limite occidentale de sa répartition (Holdich *et al.*, 2006). *A. astacus* joue un rôle social important. Elle fut utilisée en médecine scientifique puis populaire jusque dans les années 1920 pour soigner des maux allant des brûlures d'estomac aux cancers. *A. astacus* est surtout appréciée pour sa chair depuis près de dix siècles (Swahn, 2004). Il semblerait que les anglais aient été les premiers consommateurs d'*A. astacus*. Puis, la consommation de l'écrevisse à pattes rouges s'étendit à l'Europe du Nord et du Nord-Ouest en passant tout d'abord dans les monastères où moines et nonnes, privés de nourriture carnée, trouvaient en l'écrevisse un substitut de viande non négligeable. A partir du XV^{ième} siècle la consommation d'écrevisses se retrouve dans la bourgeoisie européenne. Au cours du XVI^{ième} siècle, les Scandinaves se sont découverts une véritable passion pour la consommation des écrevisses. Aujourd'hui encore cette tradition persiste en Norvège, Suède et Finlande où tous les mois d'août sont organisés de grands banquets très populaires (Crayfish Party) où des tonnes d'écrevisses sont mangées. Ainsi, *A. astacus* présente un aspect socioculturel très important en Scandinavie qui est indissociable des stratégies de gestion et de conservation mises en place. *A. astacus* est classée comme vulnérable dans la liste rouge des espèces menacées établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Baillie et Groombridge, 1996). Elle est aussi dans l'annexe V de la directive européenne «Habitat-Faune-Flore » (97/62/EU) et dans l'annexe III de la convention de Berne. La législation dans les pays abritant *A. astacus* a pour objectif de protéger et de conserver les populations existantes et d'effectuer des réintroductions lorsque les stocks locaux le permettent (Grèce).

Astacus leptodactylus encore appelée «écrevisse à pattes grêles ou écrevisse turque » est principalement présente en Turquie et dans les pays de l'ancienne URSS. Sa limite de répartition naturelle se trouve en Pologne. Cependant, elle est aujourd'hui recensée dans 29 pays européens où elle a souvent été introduite pour des raisons économiques (Holdich *et al.*, 2006). En effet, *A. leptodactylus* est fortement utilisée en astaciculture car elle s'élève facilement en bassins et marais et peut atteindre à l'âge adulte une taille considérable (20 cm). Dans la zone est de son aire de répartition naturelle (Russie, Ukraine, Kazakhstan), les populations sont denses et nombreuses et non menacées. En revanche, en Pologne et en République Tchèque les effectifs diminuent et des lois de protections commencent à être mises en place. Dans les pays d'Europe occidentale où *A. leptodactylus* a été introduite, les lois visent, au contraire, à limiter la dispersion de cette espèce voire éradiquer les populations pouvant menacer celles d'*Austropotamobius pallipes* (Grande-Bretagne).

Astacus pachypus ou «écrevisse à grosses pattes » se rencontre dans les eaux douces et saumâtres. Elle est originaire de Russie et d'Ukraine mais cette espèce est aussi présente en bordure de la mer Caspienne à l'exception du nord (Holdich *et al.*, 2006). Tout comme *A. leptodactylus*, *A. pachypus* présente un fort intérêt économique. Cependant, elle n'est pas élevée en aquaculture et les stocks sont directement prélevés dans la nature. Bien qu'un faible intérêt astacicole soit porté à cette espèce, elle est grandement menacée par les pollutions dues aux hydrocarbures en mer Caspienne.

1.3.1.2 Le genre *Austropotamobius*

La systématique au sein du genre *Austropotamobius* donne lieu à de nombreuses controverses. Cependant, deux espèces principales se distinguent : (i) *Austropotamobius torrentium* et (ii) *Austropotamobius pallipes*.

Austropotamobius torrentium ou «écrevisse des torrents » affectionne tout particulièrement les cours d'eau de montagne et de moyenne montagne. Bien que l'aire de répartition d'*A. torrentium* soit la moins étendue de toutes les ICS européennes, elle se retrouve actuellement dans 20 pays européens (Holdich *et al.*, 2006). *A. torrentium* est principalement présente en Europe de l'est. L'Allemagne et la République Tchèque représentent la limite nord de son aire de répartition, la Grèce la limite sud, la Bulgarie la limite est et les départements de l'est de la France la limite occidentale. *A. torrentium* a été déclarée comme

menacée dans la plupart de ses pays d'occurrence (Allemagne, Autriche, République Tchèque...).

Austropotamobius pallipes ou « écrevisse à pattes blanches » correspond à un complexe d'espèces dont la caractérisation systématique est toujours discutée. En effet, au cours de la dernière période de glaciation, de nombreuses espèces animales ont subi des phénomènes successifs de régression et d'expansion. Il est ainsi considéré qu'*A. pallipes* a migré vers le sud dans deux zones refuges : les Balkans et le sud de la France (Gouin *et al.*, 2001). A l'heure actuelle, de récents travaux (Grandjean *et al.*, 2000b ; Fratini *et al.*, 2005) qui s'appuient sur une phylogénie moléculaire basée sur le séquençage du gène mitochondrial codant la sous-unité 16S de l'ARN ribosomal s'accordent pour distinguer deux espèces :

- *Austropotamobius pallipes* qui présente la répartition la plus occidentale (Nord-Ouest de l'Italie, France, Grande-Bretagne et Irlande)
- *Austropotamobius italicus* qui se répartit en trois sous espèces : *A. i. italicus* (Italie), *A. i. carinthiacus* (Autriche) et enfin *A. i. carsicus* (Slovénie).

L'écrevisse à pattes blanches présente une large distribution géographique. A l'heure actuelle, elle se retrouve dans 18 pays européens : d'est en ouest des Balkans (Monténégro) à l'Irlande et du nord au sud de la Grande-Bretagne au nord de l'Espagne (Holdich, 2002 ; Holdich *et al.*, 2006). La distribution naturelle d'*A. pallipes* n'est pas simple à définir car il semblerait qu'elle ait été introduite dans de nombreux pays comme la Grande-Bretagne, l'Irlande, l'Espagne et le Portugal. En effet, de nombreux scientifiques pensent que les écrevisses à pattes blanches n'auraient pas pu survivre aux conditions du permafrost de la dernière glaciation en Grande-Bretagne et en Irlande mais auraient pu recoloniser le sud de l'Angleterre soit naturellement grâce aux connections post-glaciaires avec la France soit grâce à des réintroductions humaines (Laurent, 1988 ; Coxon, 2001). Des premiers recensements font état d'une importante distribution des écrevisses à pattes blanches dans le sud de l'Angleterre dès le début du XVII^{ème} siècle (Reynolds, 1998). De nos jours, il existe des évidences génétiques qui montrent que les populations britanniques d'*A. pallipes* ont des origines françaises relativement récentes (Grandjean *et al.*, 1997b). En Irlande, les écrevisses à pattes blanches sont largement répandues et de récents travaux ont aussi démontré leurs origines françaises (Gouin *et al.*, 2003).

Sur l'ensemble de son aire de répartition, la distribution et l'abondance de l'écrevisse à pattes blanches ont été drastiquement réduites au cours du siècle dernier non seulement à cause des

activités humaines, de la pêche intensive et de l'altération de l'habitat mais aussi des effets de compétitions et des maladies introduites par les espèces exotiques d'écrevisses (NICS) (Holdich et Lowery, 1988 ; Holdich, 2002). Ainsi, *A. pallipes* est menacée sur son territoire d'occurrence. Ces aspects seront plus amplement développés dans le paragraphe IV.3 de ce chapitre.

I.3.2 Les espèces non indigènes ou NICS (Non Indigenous Crayfish Species)

Selon Souty-Grosset *et al.* (2006), dix NICS sont actuellement présentes en Europe parmi lesquelles (i) une espèce d'*Astacidae* (*Pacifastacus leniusculus*), (ii) six espèces de *Cambaridae* (*Procambarus clarkii*, *Procambarus* sp., *Orconectes limosus*, *O. immunis*, *O. virilis*, *O. rusticus*) et (iii) trois espèces de *Parastacidae* (*Cherax destructor*, *C. quadricarinatus*, *C. tenuimanus*).

I.3.2.1 La famille des Astacidae

Pacifastacus leniusculus couramment appelée « écrevisse signal ou de Californie » est originaire d'Amérique du nord et a été introduite pour la première fois en Europe en 1960 dans le but d'augmenter les stocks d'écrevisses en Suède. *P. leniusculus* était alors considérée comme une homologue écologique et gastronomique d'*A. astacus* et le fait que cette espèce soit porteuse saine de la peste de l'écrevisse (IV.3.1.2 de ce chapitre) était alors méconnu (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). Aujourd'hui *P. leniusculus* est la NICS la plus répandue et se rencontre dans 24 pays européens avec une prédominance en Europe centrale, en Grande-Bretagne, en Scandinavie et en Espagne (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). En Amérique du nord, *P. leniusculus* occupe une large gamme d'habitats des petits ruisseaux aux lacs en passant par les grands fleuves. En Europe, elle se retrouve dans les mêmes environnements que les ICS, et plus particulièrement ceux d'*A. astacus*, et dans de nombreux étangs. En Amérique du nord, *P. leniusculus* n'est pas connue pour construire des terriers alors qu'en Europe, elle en creuse d'importants sous les pierres ou bien dans les berges. Ces terriers peuvent avoir un impact non négligeable sur les berges pouvant même provoquer l'effondrement de celles-ci (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). *P. leniusculus* représente une sérieuse menace pour les ICS européennes parce qu'elle est un des vecteurs de la peste de

l'écrevisse et parce qu'elle présente des taux de croissance et de reproduction très élevés (Tableau I-2).

1.3.2.2 La famille des Cambaridae

Procambarus clarkii ou «écrevisse de Louisiane » est originaire des bayous du Mississippi. Introduite légalement en Europe pour la première fois en 1973 dans le sud de l'Espagne, elle est présente aujourd'hui dans 13 pays parmi lesquels l'Espagne, la France et l'Italie possèdent les plus importantes populations (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). Du fait de son important succès commercial *P. clarkii* a rapidement été introduite illégalement. L'attrait des aquariophiles pour cette espèce a aussi contribué à l'expansion rapide de son aire de distribution. Aux Etats-Unis, *P. clarkii* affectionne les eaux chaudes et est particulièrement adaptée à la vie dans les zones humides saisonnières inondées. Pendant les périodes sèches et de basses eaux, elle se retire dans des terriers pouvant atteindre 2 m de profondeur. En Europe, elle est typiquement présente dans les marais, les rivières à faible courant, les étangs, les réservoirs pour l'irrigation et les rizières. Une fois introduite, *P. clarkii* s'établit très vite et peut alors parcourir jusqu'à 3 km en une nuit (Gherardi et Barbaresi, 2000). *P. clarkii* représente une menace pour les ICS européennes car elle est porteuse saine de la peste de l'écrevisse. Contrairement à *P. leniusculus*, *P. clarkii* n'est pas en compétition avec les ICS vis-à-vis de l'occupation des niches écologiques (Holdich *et al.*, 2006 pour revue).

Procambarus sp. couramment appelée «écrevisse marbrée » est originaire des états du sud des Etats-Unis. En Europe, cette espèce a été introduite en aquarium au milieu des années 1990. Elle est très appréciée par les aquariophiles allemands et autrichiens à cause de ses couleurs vives. En 2003 et 2004, quelques individus ont été observés dans des cours d'eau en Allemagne et aux Pays-Bas. Depuis 2002, il a été prouvé que cette espèce pouvait se reproduire par parthénogenèse (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). De ce fait, le nom de l'espèce présente en Europe n'est pas connu avec précision car les clés de détermination des Cambaridae sont basées sur la structure des gonopodes des mâles et seules des femelles ont été recensées en Europe. La menace éventuelle que pourrait représenter *Procambarus* sp. envers les ICS n'est pas encore évaluée.

Orconectes limosus aussi appelée «écrevisse américaine » est originaire de la côte est des Etats-Unis. En Europe, elle a été introduite pour la première fois en 1890 dans une

aquaculture polonaise puis dans une rivière allemande en 1895. A cause de nombreuses introductions dans les milieux naturels et de son fort pouvoir dispersif, *O. limosus* était déjà très répandue en Europe dès 1911. Aujourd'hui, cette espèce se rencontre dans 20 pays et constitue une des NICS les plus communes. La plupart des populations d'*O. limosus* se concentre en France, en Allemagne, en Suisse, en République Tchèque, en Pologne et en Lituanie (Holdich *et al.*, 2006). *O. limosus* est capable de coloniser tous types d'eaux de plaines. Ainsi, elle se rencontre dans les cours d'eau de moyenne à grande taille, des canaux, des étangs et des lacs. *O. limosus* est capable d'évoluer dans des eaux turbides, boueuses et chargées en matière organique et dans des eaux saumâtres (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). Tout comme *P. leniusculus* et *P. clarkii*, *O. limosus* est connue pour construire de profonds terriers dans les eaux européennes. Cette espèce tend actuellement à remplacer les ICS européennes comme *A. astacus* et *A. leptodactylus* en occupant les niches écologiques laissées vacantes par les espèces endémiques décimées par la peste de l'écrevisse. A l'image des principales NICS, *O. limosus* représente une menace importante pour les ICS européennes car elle est un vecteur de la peste de l'écrevisse et possède de forts taux de reproduction et de croissance (Tableau I-2).

Orconectes immunis, *O. virilis* et *O. rusticus* sont originaires des côtes est et sud des Etats-Unis. En Europe, leur présence n'est encore que sporadique et, en milieu naturel, une seule population d'*O. rusticus* a été recensée en Europe (Holdich *et al.*, 2006). *O. immunis* a été introduite en Allemagne comme «écrevisse de décoration» dans les aquariums et les étangs. Une seule population sauvage a été observée dans un canal allemand en 1998.

En 1897 et en 1960, deux tentatives d'introductions d'*O. virilis* ont été tentées sans succès dans des aquacultures françaises et suédoises respectivement. Aujourd'hui, une seule population d'*O. virilis* en milieu naturel a été recensée en Europe (Pays-Bas) (Holdich *et al.*, 2006).

Si leur distribution venait à s'étendre, ces trois espèces pourraient représenter des menaces pour les ICS aux mêmes titres qu'*O. limosus*.

1.3.2.3 La famille des Parastacidae

Cherax destructor, *C. quadricarinatus* et *C. tenuimanus* sont originaires d'Australie et de Nouvelle-Guinée. *C. destructor* a été introduite en Europe en 1983 dans des fermes aquacoles espagnoles. Des individus vivants sont régulièrement importés dans plusieurs pays européens depuis l'Australie mais à l'heure actuelle, seules quatre populations sont établies à l'état

sauvage en Espagne. *C. quadricarinatus* et *C. tenuimanus* sont très appréciées par les aquariophiles et sont élevées en aquaculture en Espagne, Italie et Grande-Bretagne. Aucune de ces deux espèces n'est présente à l'état sauvage en Europe (Holdich *et al.*, 2006).

A l'opposé des écrevisses nord américaines, *C. destructor*, *C. quadricarinatus* et *C. tenuimanus* ne sont pas des vecteurs de la peste de l'écrevisse mais y sont tout aussi sensibles que les ICS européennes. Cependant, l'établissement de ces espèces dans les milieux naturels pourrait se révéler très néfaste pour les ICS car elles présentent de forts taux de croissance, de reproduction et une importante capacité à la dispersion.

II LES ECREVISSES EN FRANCE

II.1 Généralités

Des enquêtes nationales auprès des brigades du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) sont régulièrement menées (1977, 1988, 1995 et 2001) afin d'avoir une estimation globale et fiable de la répartition des écrevisses en France. La dernière enquête datant de 2001 a montré que sept espèces d'écrevisses étaient présentes en France : (i) trois ICS et (ii) quatre NICS (Changeux, 2003). Les trois ICS sont composées d'*Austropotamobius pallipes*, d'*Austropotamobius torrentium* et d'*Astacus astacus*. Parmi les NICS, trois sont originaires d'Amérique du nord (*Pacifastacus leniusculus*, *Orconectes limosus* et *Procambarus clarkii*) et une d'Europe de l'est (*Astacus leptodactylus*). Depuis décembre 2005, une cinquième NICS est présente sur le territoire français. Il s'agit d'*Orconectes rusticus* dont la seule population en milieu naturel en Europe a été recensée dans la rivière du Dessoubre dans le département du Doubs (Holdich *et al.*, 2006).

II.2 Les ICS en France

En ce qui concerne la distribution des écrevisses autochtones, le cas d'*Austropotamobius pallipes* sera développé dans le paragraphe IV.4 de ce chapitre. Quant à *Austropotamobius torrentium*, elle a été considérée comme absente du territoire français jusqu'en 1995 où deux populations ont été recensées dans le département de la Moselle (Machino, 1995 ; Machino, 1996 ; Frankhauser et Machino, 2001). Cependant, l'une de ces populations a déjà disparu (Changeux, 2003).

Astacus astacus présente une répartition fragmentée en France. Lors des quatre enquêtes menées par le CSP, elle a été inventoriée uniquement en Lorraine et en Bourgogne. Entre 1977 et 1990, la distribution d'*A. astacus* est passée de 6 à 20 départements. Entre 1990 et 1995 son aire de répartition était restée stable (présence dans 17 départements en 1995) avec un taux important de maintien dans les mêmes zones. En revanche, entre 1995 et 2001, la distribution d'*A. astacus* a été modifiée. Ainsi, bien que sa distribution semble constante (16 départements en 2001), *A. astacus* disparaît dans cinq départements et apparaît dans quatre autres.

II.3 Les NICS en France

Pacifastacus leniusculus a été introduite pour la première fois en France dans les années 1976-77 (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). Depuis, elle présente une progression fulgurante. Selon les résultats publiés des dernières enquêtes sur la répartition des écrevisses en France, *P. leniusculus* était présente dans 17 départements en 1990, 34 en 1995 et 61 en 2001 (Changeux, 2003). Comme *A. pallipes*, elle affectionne tout particulièrement les cours d'eau de première catégorie, mais se retrouve également sur des zones avals et dans des étangs. En France, *P. leniusculus* est la NICS en concurrence directe avec *A. pallipes*. En effet, en plus d'être un vecteur de la peste de l'écrevisse et de détériorer les berges en creusant des terriers, *P. leniusculus* se reproduit assez vite (Tableau I-2) et présente un régime alimentaire polytrophique et opportuniste. Ainsi, *P. leniusculus* a un impact important sur les ressources trophiques (macroinvertébrés et poissons benthiques, macrophytes) qui sont alors moins disponibles pour *A. pallipes*.

Orconectes limosus est présente en France depuis la fin du XIX^{ième} siècle et se retrouve largement sur l'ensemble du territoire à l'exception du département de la Lozère (Changeux, 2003). *O. limosus* se rencontre dans des habitats aquatiques variés. Sa reproduction rapide (Tableau I-2) et le fait qu'elle soit un vecteur de la peste de l'écrevisse en font un sérieux concurrent pour *A. pallipes*.

Procambarus clarkii a été introduite en France dans les années 1970 pour des raisons commerciales aussi bien culinaires qu'ornementales pour les aquariophiles (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). Cependant moins appréciée pour sa chair que *P. leniusculus*, elle se répand moins vite que cette dernière. En 1990, *P. clarkii* était présente dans 11 départements contre 33 en 1995 et 49 en 2001. Elle ne rentre pas en compétition directe avec les ICS car elle ne se

rencontre pas en tête de bassin hydrographique. Elle est aussi porteuse saine de la peste de l'écrevisse et détériore l'habitat en creusant des terriers.

Ces trois espèces NICS nord-américaines sont porteuses saines de la peste de l'écrevisse qui est capable de décimer une population d'ICS en quelques semaines (IV.3.1.2 de ce chapitre). Elles ont donc été classées dans la liste des espèces susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques (Art. R. 232-3). Des mesures réglementaires ont été prises pour limiter leur propagation. Ainsi, il est interdit d'introduire des individus de ces espèces dans un milieu aquatique (Art. L. 432-10) ou de les transporter vivants (Art. L. 432-11).

Quant à *Astacus leptodactylus*, elle a été introduite en France dans les années 1970 car fort appréciée pour sa chair (Holdich *et al.*, 2006 pour revue). En 1990, elle se rencontrait dans 17 départements puis dans 39 en 1995 et 46 en 2001. Sa progression entre les deux enquêtes de 1995 et 2001 est principalement due à des nouveaux signalements car entre ces deux dates elle a disparu dans 10 départements (Changeux, 2003). Elle se retrouve assez souvent dans les eaux de premières catégories mais affectionnent aussi les plans d'eau. Tout comme *A. pallipes*, *A. torrentium* et *A. astacus*, l'écrevisse à pattes grêles est sensible à la peste de l'écrevisse. Depuis 1985 (Art. L 432-10), elle est intégrée à la liste des espèces d'écrevisses présentes en France et peut être introduite dans les eaux douces.

II.4 La situation dans la région Poitou-Charentes

La région Poitou-Charentes, et le département des Deux-Sèvres en particulier, a été le lieu d'étude privilégié des travaux présentés dans la suite de ce rapport. Il semble donc intéressant de faire un point précis sur la situation astacicole dans cette région.

D'importants suivis de populations d'écrevisses ont été effectués entre 1978 et 2003 dans cette région. Ils montrent une importante disparition des populations d'*A. pallipes* et une propagation fulgurante des NICS comme *P. leniusculus* et *P. clarkii* (Bramard *et al.*, 2005). En 1978, 137 populations d'*A. pallipes* ont été recensées en Poitou-Charentes. En 1988, 120 populations ont été trouvées et en 1995 il n'en restait plus que 81 ce qui représente une perte de 30% des populations en 7 ans. En 2003, seules 45 populations étaient encore établies soit 67% en moins que 25 ans plus tôt (Figure I-2). Aujourd'hui, la plupart des populations restantes sont situées dans le département des Deux-Sèvres et plus particulièrement dans le Pays de Gâtine. La majorité de ces disparitions reste partiellement inexplicite mais les introductions de *P. leniusculus* et de *P. clarkii* en sont en partie les causes (IV.3.3 de ce

chapitre). *O. limosus* est largement présente dans les rivières de cette région depuis près d'un siècle (Arrignon, 1997 ; Changeux, 2003) mais *P. leniusculus* et *P. clarkii* ne sont apparues qu'assez récemment dans la région (1988 et 1978 respectivement) (Bramard *et al.*, 2005). Depuis leur introduction, ces deux NICS se sont largement répandues. Actuellement, *P. clarkii* est très couramment rencontrée en Charente-Maritime et *P. leniusculus* est bien établie dans la Vienne avec 28 populations en 2003 (Figure I-3). Dans les Deux-Sèvres, une seule population de *P. leniusculus* a été observée tandis qu'aucune population de *P. clarkii* n'a été enregistrée.

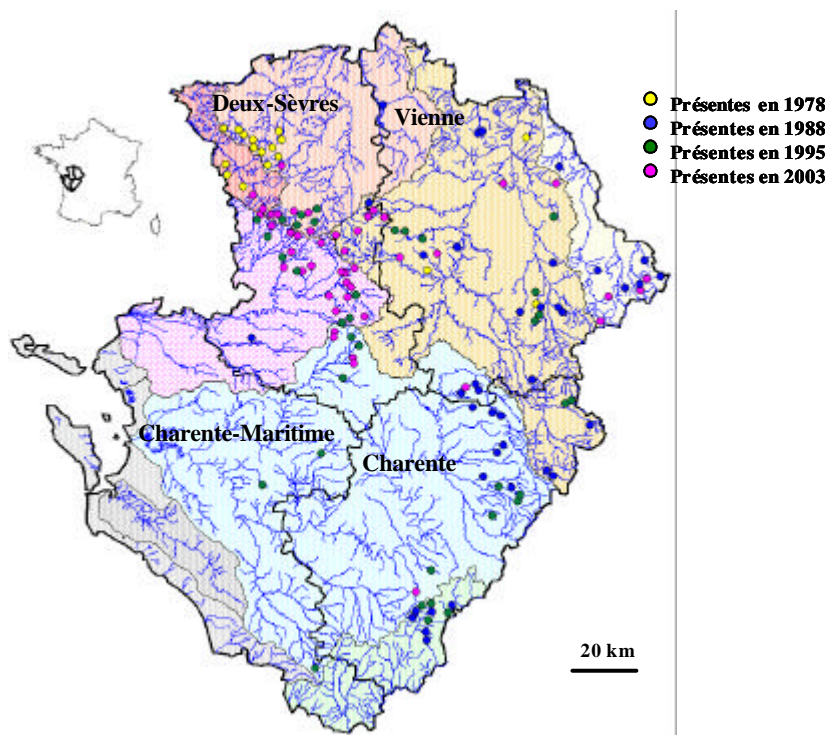


Figure I-2 : Distribution d'*Austropotamobius pallipes* dans la région Poitou-Charentes entre 1978 et 2003. Les différentes couleurs de fonds représentent les principaux bassins hydrographiques. (D'après Bramard *et al.*, 2005).

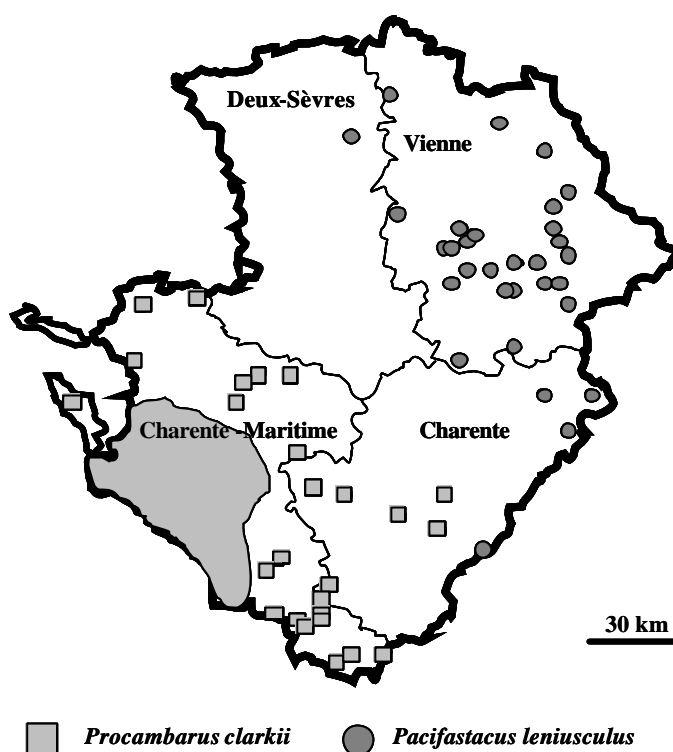


Figure I-3 : Distribution en 2003 des deux NICS *Procambarus clarkii* et *Pacifastacus leniusculus* dans la région Poitou-Charentes. La zone hachurée représente une aire fortement colonisée par *P. clarkii*. (D'après Bramard et al., 2005).

III GENERALITES SUR AUSTROPOTAMOBIUS PALLIPES

III.1 Caractéristiques morphologiques

La détermination doit s'effectuer d'après la présence simultanée de plusieurs critères parmi lesquels (clé de détermination dans Souty-Grosset *et al.*, 2006) :

- les bords du rostre qui doivent converger régulièrement en dessinant l'allure générale d'un triangle avec une crête médiane peu marquée et non denticulée ;
- la présence d'une protubérance en forme de talon sur les pléopodes II des mâles ;
- l'existence d'une seule crête post-orbitaire, pourvue d'une seule épine ;
- la présence d'épines bien visible en arrière du sillon cervical de chaque côté du céphalothorax.
- la présence de pinces massives

La couleur ne doit pas constituer un élément de détermination. Cependant, *A. pallipes* est généralement d'une couleur vert bronze à brun sombre sur la face dorsale et pâle sur la face ventrale notamment au niveau des pinces d'où son nom d'écrevisse à pattes blanches (Figures I-4a et b).



Figures I-4a et b : Vues dorsale (a) et ventrale (b) d'une écrevisse *Austropotamobius pallipes* femelle capturée dans le ruisseau du Magot (Département des Deux-Sèvres).

III.2 Mode d'alimentation

La structure de leurs pièces buccales permet aux écrevisses de consommer une grande variété de nourritures (Thomas, 1978 ; Holdich, 2002). L'écrevisse à pattes blanches est omnivore avec une forte tendance carnivore se nourrissant principalement de macroinvertébrés benthiques (Goddard, 1988 ; Füreder *et al.*, 2006 pour revue). Toutefois, le régime alimentaire de *A. pallipes* dépendra fortement du milieu de vie (lac, ruisseau, canal) (Reynolds, 1998) et du stade de vie. Ainsi, des contenus stomacaux d'écrevisses à pattes blanches d'une population évoluant en tête de bassin du ruisseau Liffey en Irlande ont été analysés (Reynolds et O'Keeffe, 2005). Les rapports matière animale et végétale étaient de 5 : 1 chez les juvéniles et de 1 : 1 chez les adultes. Ces résultats et ceux d'autres études (Reynolds, 1979 ; Lodge, 1991 ; Lodge et Hill, 1994 ; Momot 1995) montrent donc que les juvéniles ont plutôt tendance à se nourrir de macroinvertébrés benthiques comme les vers, les larves d'insectes, les petits mollusques mais aussi de petits poissons. Les adultes eux, se nourrissent aussi bien de macroinvertébrés que d'algues ou de macrophytes aquatiques. Les juvéniles sont aussi capables de se nourrir par filtration (Budd *et al.*, 1978). De nombreuses études ont montré l'impact qu'ont les écrevisses sur les macrophytes aquatiques (Nyström, 1999 pour revue).

D'une manière générale, ces études montrent une diminution de la richesse spécifique et de la biomasse des macrophytes immergés alors que les espèces émergées sont moins affectées. Les écrevisses ont aussi un impact direct ou indirect sur les communautés de macroinvertébrés (Matthews *et al.*, 1993 ; Charlebois et Lamberti, 1996 ; Nyström et Strand, 1996 ; Usio et Townsend, 2002). La prédation par les écrevisses n'agit de la même façon sur tous les macroinvertébrés car elles affichent une nette préférence pour ceux qui sont peu mobiles ou ceux qui vivent dans les sédiments (Lodge *et al.*, 1994 ; Nyström, 1999). Les jeunes mollusques ayant une coquille encore molle (*Physella virgata*, *Planorbella trivolis*) sont généralement un des groupes de macroinvertébrés les plus appréciés par les écrevisses (Alexander et Covich, 1991).

Ainsi, les écrevisses exercent une influence complexe sur la chaîne alimentaire dans les rivières et les lacs à cause de leurs effets trophiques.

III.3 La prédation sur *A. pallipes*

A. pallipes, à l'exception de ses congénères, a une large gamme de prédateurs : des macroinvertébrés aux mammifères en passant par les poissons et les oiseaux (Hogger, 1988 pour revue). Les mammifères tels que les loutres incluent les écrevisses dans leur régime alimentaire (Delibes et Adrián, 1987 ; Hogger, 1988 ; Smal, 1991 ; Reynolds, 1998). Les hérons et autres oiseaux pêcheurs sont des prédateurs aériens très communs des écrevisses à pattes blanches (Sommer et Goldman, 1983). Au niveau des macroinvertébrés, les prédateurs principaux des écrevisses sont les larves et nymphes d'odonates qui s'attaquent aux juvéniles (Jonsson, 1992). Les poissons sont sans doute les prédateurs les plus redoutables ; les anguilles et perches s'attaquent fréquemment aux juvéniles et aux jeunes écrevisses (Svärdson, 1972 ; DiDonato et Lodge, 1993 ; Reynolds, 1998). Cependant, bien que les écrevisses aient de nombreux prédateurs aquatiques et terrestres, elles ne constituent que très rarement la source d'alimentation principale d'une espèce (Demers, 2003).

III.4 Croissance et reproduction

III.4.1 Croissance

L'un des traits caractéristiques des arthropodes qui leur a permis de coloniser tous les milieux (terriens, aériens, aquatiques) est la possession d'un exosquelette rigide et protecteur

principalement composé de carbonate de calcium (CaCO_3). La présence de cet exosquelette entraîne de sérieuses contraintes de croissance puisqu'une augmentation de la taille des individus en continu n'est pas possible. Ainsi, le changement de l'exosquelette est le seul moyen pour les arthropodes d'accroître leur taille. Ce phénomène est appelé mue ou ecdysie. L'exosquelette des crustacés est particulièrement rigide et donc, pendant la période de mue, les animaux sont mous et sans défense. Puis, ils puisent dans leur environnement et dans leur nourriture les substances nécessaires à l'élaboration d'une nouvelle cuticule (Reynolds, 2002). L'exosquelette des écrevisses est beaucoup plus dur que celui de crevettes de taille identique. Cela est particulièrement remarquable aux niveaux des pinces et du céphalothorax, ce qui correspond très vraisemblablement à une adaptation à la vie benthique. Les cycles de mues vont donc rythmer la vie des écrevisses. Alors que la croissance des organes internes est continue, une rapide augmentation de taille et de masse chez les écrevisses n'intervient qu'au moment de la mue (Aiken et Waddy, 1992 ; Jussila et Evans, 1996). Les mues sont nombreuses pendant leurs premiers mois de vie puis diminuent à l'approche de la maturité sexuelle. Le nombre de mues varie selon les individus et ne peut donc pas être utilisé de façon fiable pour déterminer l'âge. Ainsi, l'âge des individus est le plus souvent déterminé grâce à la mesure de la longueur du céphalothorax. Chez les juvéniles la croissance est isométrique alors qu'à l'approche de la mue de la puberté, une croissance allométrique est observée (Rhodes et Holdich, 1979). Ainsi, des caractères sexuels secondaires sont différenciés ; chez les mâles, se sont les pinces qui prennent une taille plus importante alors que chez les femelles, l'abdomen devient beaucoup plus large (Rhodes et Holdich, 1979). O'Keeffe (1986) a observé en Irlande que les populations lacustres présentaient des individus plus grands que les populations de rivières.

III.4.2 Reproduction

Chez *A. pallipes*, la saison des accouplements commence quand la température de l'eau descend en dessous de 10°C (Woodlock et Reynolds, 1988 ; Matthews, 1992) et dure environ trois semaines entre octobre et novembre (Matthews, 1992 ; Reynolds *et al.*, 1992). Ces conditions peuvent cependant varier en fonction de l'altitude et de la latitude. Ainsi, des accouplements ont été observés en Espagne à des températures d'eau de $13,5^\circ\text{C}$ (Carral *et al.*, 1993 et 1994).

Dès la fin de l'été, les femelles matures montrent des glandes blanchâtres sur la face ventrale de chaque segment abdominal et les gonopodes des mâles prennent aussi une couleur crème

(Reynolds, 1998). Quand les conditions sont favorables, les femelles se cachent moins dans les abris et les mâles deviennent plus actifs (Thomas et Ingle, 1971 ; Villanelli et Gherardi, 1998). Au moment de l'accouplement, le mâle immobilise la femelle à l'aide de ses pinces et dépose un spermatophore sur les premiers segments abdominaux de la femelle. Dans le milieu naturel, seul le mâle peut s'accoupler avec plusieurs femelles (Reynolds, 1998) alors qu'en captivité la polygamie est observée chez les deux sexes (Ingle, 1977 ; Woodlock et Reynolds, 1988). Une fois que les femelles ont reçu un spermatophore, elle cherche un refuge et la libération des œufs a lieu environ trois semaines après l'accouplement (Ingle, 1977 ; Taugbøl et Skurdal, 1990). Il existe une corrélation positive entre la taille de la femelle et le nombre d'œufs portés par celle-ci (Huner et Lindqvist, 1991). Les œufs fécondés restent fixés à l'abdomen des femelles grâce à une sécrétion agglomérante (Figure I-5). Chez *A. pallipes*, entre 30 et 50% des œufs produits arrivent à maturité (O'Keeffe, 1986 ; Matthews, 1992) et la femelle ne porte qu'une centaine d'œufs contre plusieurs centaines chez les NICS américaines (Tableau I-2). De plus, *A. pallipes* ne se reproduit qu'une seule fois par an contre plusieurs chez *P. clarkii* et *O. limosus* (Tableau I-2). Pendant la période d'incubation, les femelles sont peu actives et ne se nourrissent pas (Reynolds, 1998 et 2002). L'éclosion a lieu entre mai et juillet en fonction de l'altitude et de la latitude. Les juvéniles restent attachés à l'abdomen de leur mère jusqu'à leur seconde mue puis ils deviennent indépendants et très vulnérables vis-à-vis des prédateurs (Reynolds, 2002, pour revue). Après la libération des jeunes, les femelles peuvent à nouveau se nourrir et muer.



Figure I-5 : Femelle d'*Austropotamobius pallipes* portant des œufs. Ruisseau de la Rourie (Département des Deux-Sèvres).

IV ETAT DE LA CONNAISSANCE SUR L'ÉCOLOGIE D'AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES

IV.1 Etude des populations : mesure de la densité

Des données de densités des populations d'écrevisses à pattes blanches sont indispensables pour la protection et la gestion de cette espèce. Cependant, cette mesure n'est pas aisée à réaliser. En effet, il existe différentes méthodes de prospection en fonction de la nature de l'habitat disponible pour *A. pallipes*. Le tableau I-3 rassemble les méthodes existantes et liste leurs avantages et inconvénients. Les méthodes de capture des écrevisses se divisent essentiellement en trois catégories selon (i) qu'elles dépendent de l'activité nocturne des écrevisses (espèces lucifuges), (ii) qu'elles consistent à trouver les écrevisses cachées sous les pierres ou bien (iii) que les écrevisses soient quantifiées lors d'un échantillonnage d'autres espèces (Peay, 2004).

Le problème principal est l'évaluation du nombre de juvéniles. En effet, dans une population normale d'écrevisses, les juvéniles sont supposés être la classe d'âge la plus représentée. En réalité, ce n'est pas ce que montre la plupart des études où les individus entre 2 et 5 ans apparaissent comme les plus nombreux. Ceci est dû à la sélectivité de tailles qui se retrouve quelque soit la méthode d'échantillonnage utilisée (Peay, 2004). La figure I-6 montre bien que, selon la technique de capture utilisée, les classes de tailles les plus représentées ne sont pas les mêmes. En utilisant des masses, les individus de taille supérieure ou égale à 30 mm sont les plus représentés tandis que les juvéniles ne le sont pas du tout. La pêche manuelle de jour permet d'échantillonner plus de classes de tailles, avec cette méthode les juvéniles sont représentés mais les adultes de grandes tailles le sont moins. Enfin, la pêche de nuit à l'aide d'une lampe fournit encore un profil différent de la population. Dans ce cas, peu de juvéniles nés dans l'année (taille < 16 mm) ont été récoltés mais toutes les autres classes de taille ont été échantillonnées. Mais, comme avec une pêche de jour, les adultes de grandes tailles ne sont pas bien représentés.

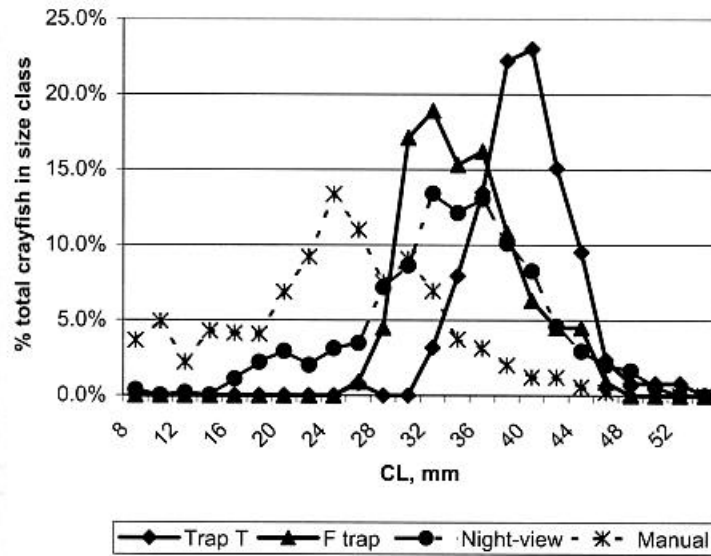


Figure I-6 : Distribution en classes de tailles d'écrevisses à pattes blanches, sur la base de données obtenues à l'aide de différentes méthodes de capture sur un même cours d'eau anglais de juin à septembre ; pièges utilisant deux types de nasses (Trap T, F trap), observation de nuit (Night view) et suivi manuel (Manual). «CL, mm » correspond à la longueur du céphalothorax en mm et « % total crayfish in size class » indique le pourcentage total d'écrevisses dans une classe de taille donnée. (D'après Peay, 2004).

Tableau I-3 : Résumé des méthodes utilisées pour capturer les écrevisses. (D'après Peay et Hirst, 2003 et Peay, 2004).

Méthode	Conditions d'application	Avantages	Limites
Pêche à la lampe	<ul style="list-style-type: none"> • Courant peu rapide à lent • Température de l'eau supérieure à 8°C • Eau très peu turbide • Eau peu profonde (1 m au maximum) 	<ul style="list-style-type: none"> • Capture d'écrevisses se cachant dans des refuges inaccessibles • Fourni un aperçu direct du comportement et de l'activité des populations • Plus efficace que les poses de pièges car capture des juvéniles possible • Moins perturbant pour les écrevisses 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu efficace quand la population est peu dense • Affecté par les conditions environnementales, saisonnières et comportementales par rapport à la lumière de la lampe • Peu sécuritaire pour les prospecteurs (obstacles sur les berges et dans l'eau peu visibles)
Pêche à la main (pendant un temps donné)	<ul style="list-style-type: none"> • Eau peu turbide • Eau peu profonde (0,60 m au maximum) 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de prospecter tous les refuges à l'exception des sous berges • Permet la capture de juvéniles • Permet d'obtenir des données fiables d'abondance, de structure de la population et de sex-ratio 	<ul style="list-style-type: none"> • Très peu efficace pour la prospection des berges et des substrats mous • Demande de l'expérience pour repérer les habitats adéquats et effectuer les captures • Perturbant pour l'habitat
Pêche à la main (sur une surface donnée)	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus • Courant peu rapide si utilisation de quadrats 	<ul style="list-style-type: none"> • Fourni une très bonne estimation de densité de la population • Capture efficace des juvéniles 	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus • Très fastidieux • Très perturbant pour l'habitat
Pose de nasses appâtées	<ul style="list-style-type: none"> • Courant peu rapide à lent • Température de l'eau supérieure à 8°C • Pose pendant une nuit complète 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de prospecter les eaux profondes et/ou turbides • Peu fastidieux 	<ul style="list-style-type: none"> • Inefficace si la population est peu dense • Capture uniquement les adultes actifs et pas les juvéniles • Ne permet pas d'obtenir des données fiables d'abondance, de structure de la population et de sex-ratio • Risque de perte et/ou de vol des nasses
Pose de nasses non appâtées	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus • Pose pendant une à deux nuits consécutives 	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus • Possibilité de laisser les nasses en place plus longtemps 	<ul style="list-style-type: none"> • Comme ci-dessus
Pêche électrique	<ul style="list-style-type: none"> • Courant peu rapide • Hauteur d'eau n'excédant pas 1,50 m 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de quantifier la présence/absence d'écrevisse • Possibilité de voir des associations avec d'autres espèces (poissons notamment) 	<ul style="list-style-type: none"> • Inefficace si la population est peu dense • Données difficilement interprétables • Demande de l'expérience • Peu sécuritaire pour les prospecteurs

IV.2 Son écologie

IV.2.1 L'habitat physique

L'écrevisse à pattes blanches se retrouve essentiellement dans des cours d'eau mais elle peut aussi être présente dans des lacs comme en Irlande ou, plus rarement, dans des mares (réserve naturelle du Pinail, département de la Vienne). *A. pallipes* se retrouve principalement en plaine mais des populations se rencontrent jusqu'à 1200 m d'altitude dans des lacs alpins et 1500 m en Espagne (Füreder *et al.*, 2006 pour revue). D'une manière générale, l'écrevisse à pattes blanches vit dans des cours d'eau de 0,75 m à 1,25 m de profondeur et de 0,50 m à 2 m de largeur (Arrignon et Roche, 1983 ; Smith *et al.*, 1996). En ce qui concerne la vitesse du courant, *A. pallipes* peut évoluer aussi bien dans des zones de courant que dans des zones calmes du moment qu'elle trouve des refuges adéquats (Rogers et Holdich, 1995). En Irlande, *A. pallipes* est encore largement répandue et les populations y sont denses. Elles se rencontrent encore aussi bien dans des petits ruisseaux que dans des cours d'eau beaucoup plus larges ou encore dans de nombreux lacs (Reynolds, 1998 ; Demers, 2003). Cependant, les premières épizooties de peste de l'écrevisse en Irlande ont décimé des populations lacustres (Matthews et Reynolds, 1992).

Dans les autres zones géographiques où l'écrevisse à pattes blanches se rencontre, ses lieux d'occurrence se limitent le plus souvent aux têtes de bassins hydrographiques et à des cours d'eau forestiers bien ombragés avec un débit constant. Ces ruisseaux présentent des milieux riches en abris variés (fonds caillouteux, graveleux, pourvus de blocs, sous berges avec racines, herbiers aquatiques, bois morts) (Arrignon et Roche, 1983 ; Grandjean *et al.*, 1996, 2000a, 2001 ; Smith *et al.*, 1996 ; Neveu 2000a, b ; Füreder *et al.*, 2006 pour revue). Les refuges utilisés par les écrevisses à pattes blanches sont donc variés, allant des gros rochers aux cailloux en passant par les troncs d'arbres creux tombés à l'eau, les feuilles et débris végétaux immergés, les racines d'arbres bordant les berges, les trous dans les berges et certaines infrastructures d'origine anthropique comme les pontons et les plateformes de pêche (Arrignon et Roche, 1983 ; Smith *et al.*, 1996 ; Peay, 2000 ; Rallo et García-Arberas, 2000 ; Holdich, 2002, 2003 ; Füreder *et al.*, 2006 pour revue). La végétation aquatique, en plus de servir de source de nourriture (III.2 de ce chapitre), sert aussi de cache à *A. pallipes*. Ainsi, les écrevisses se retrouvent sous des macrophytes vascularisés comme les renoncules (*Ranunculus* spp.), le cresson (*Rorippa nasturtium-aquaticum*) mais aussi sous des algues comme les cladophycées (*Cladophora* spp.) ou encore sous des bryophytes immergés

(*Fontinalis* spp.) (Holdich, 2003). La disponibilité des caches et la structure des berges jouent un rôle prépondérant dans la densité des populations. En effet, des berges boisées d'arbres à feuilles caduques permettent de limiter le réchauffement de l'eau pendant la période estivale (Naura et Robinson, 1998). Enfin, contrairement aux trois espèces nord-américaines introduites en Europe, *A. pallipes* n'est que peu connue pour creuser des terriers dans les berges pour y trouver refuge (Huxley, 1880). Cependant, Peay et Hirst (2003) ont observé des mâles dans des terriers creusés dans les berges pendant les mois d'hiver. De plus, des études très récentes (Holdich *et al.*, 2005 ; Peay *et al.*, 2005) ont montré que l'écrevisse à pattes blanches était capable de vivre temporairement dans des habitats boueux. Avant d'entreprendre des travaux de dragage ou de vidange d'un cours d'eau, la loi britannique impose qu'il y ait au préalable un recensement des populations d'écrevisses à pattes blanches et la mise en place de mesures de protection. Ainsi, dans des ruisseaux de taille plus ou moins importante et dans des canaux, des écrevisses à pattes blanches ont été trouvées dans des terriers creusés à même la boue.

L'habitat des juvéniles peut être différent de celui des adultes. Reyjol et Roqueplo (2002) ont montré que, bien que les pierres de grande de taille servent d'abris aux écrevisses de toutes tailles, les cailloux et les végétaux immergés pouvaient offrir un refuge aux écrevisses de petites tailles. Demers *et al.* (2003) ont prospecté tous les habitats potentiels sur plusieurs cours d'eau irlandais et ont montré de la même façon que les juvéniles et les jeunes écrevisses de petites tailles trouvaient refuge préférentiellement dans la litière composée de feuilles mortes et de débris de branchage, dans le sable et dans les parties immergées des végétaux aquatiques.

IV.2.2 Exigences écologiques par rapport à l'habitat

D'après les données publiées dans la littérature, *A. pallipes* est connue pour être très exigeante vis-à-vis la qualité de l'eau dans laquelle elle vit (Roqueplo et Daguerre de Hurreaux, 1983). De nombreuses études ont été menées sur la qualité physico-chimique des eaux dans lesquelles évoluent l'écrevisse à pattes blanches (Reynolds, 1979, 1982, 1989 ; O'Keefe, 1986 ; De Bikuna *et al.*, 1989 ; Matthews et Reynolds, 1995 ; Troschel, 1997 ; Grandjean *et al.*, 2000a ; Rallo et García-Arberas, 2000 ; Demers, 2003 ; Nardi *et al.*, 2005). Les tableaux I-4a et b rassemblent les données publiées ces dix dernières années sur les gammes de tolérance d'*A. pallipes* vis-à-vis de certains paramètres physico-chimiques dans différentes régions européennes. D'une manière générale, ces études ne sont que ponctuelles et portent

sur les paramètres minéraux de l'eau. Ainsi, *A. pallipes* est connue pour évoluer dans des eaux bien oxygénées (O_2 dissous > 8 mg/L) qui présentent un pH entre 6,8 et 8,8. La gamme de conductivité des eaux abritant *A. pallipes* est très large allant de 6 μ S/cm (Reyjol et Roqueplo, 2002) à 945 μ S/cm (Nardi *et al.*, 2005) (Tableau I-4a). Les concentrations en cations (sodium, calcium, potassium et magnésium) sont aussi très variables (Tableau I-4b). Cependant, *A. pallipes* affectionne plus particulièrement les eaux riches en calcium, élément indispensable à la synthèse de la carapace après la mue (III.4.1 de ce chapitre). Les composés azotés sont présents à de faibles concentrations. Les concentrations en ammonium reportées dans le tableau I-4b sont toutes inférieures à 0,75 mg/L et celles en nitrates inférieures à 5 mg/L à l'exception des travaux de Broquet *et al.* (2002) qui ont mesurés des concentrations en nitrates supérieures à 25 mg/L dans des eaux pourvues d'*A. pallipes*. Les concentrations en chlorures et en sulfates tolérées par *A. pallipes* sont également variables de 0,6 mg/L à 60,0 mg/L et de 0,0 mg/L à 87,0 mg/L respectivement.

La température de l'eau est un des éléments prépondérants en terme d'exigences écologiques de l'écrevisse à pattes blanches. Il est reconnu qu'*A. pallipes* montre une tolérance pour des températures comprises entre 1°C et 18°C (Holdich, 2002). La température minimale létale n'est pas vraiment connue. Cependant, *A. pallipes* peut survivre sous la glace dans une eau à 1-4°C (Lodge et Hill, 1994). Brewis et Bowler (1983) semblent, tout de même, attribuer une forte mortalité hivernale d'écrevisses à pattes blanches dans le nord de l'Angleterre à un stress chronique causé par la baisse des températures qui entraîne un déficit de nourriture. En ce qui concerne la limite supérieure de tolérance, Bowler (1963) a observé des populations qui ont survécu dans une eau à 30°C. Le tableau I-4a, en accord avec Füreder *et al.* (2006), montre qu'*A. pallipes* est capable de supporter des températures de l'eau de 24-26°C. Cependant, la température de l'eau ne semble pas pouvoir dépasser 21°C pendant de longues périodes sans provoquer des perturbations comportementales et physiologiques chez *A. pallipes* (Laurent, 1980 ; Whiteley et Taylor, 1993).

Les tolérances de l'écrevisse à pattes blanches vis-à-vis des paramètres caractéristiques de la composante organique de l'eau n'ont été que peu étudiées jusqu'à présent. Néanmoins, ces paramètres apparaissent comme intéressants car les branchies d'*A. pallipes* sont très sensibles et peuvent être rapidement colmatées par des matières sédimentaires en suspension dans l'eau (Peay, 2000). L'étude de Foster (1995) est la seule relatant des mesures ponctuelles de concentrations en matières en suspensions (MES) et en carbone organique total (COT). Ainsi, il a observé des populations d'écrevisses à pattes blanches dans des eaux contenant de 7,5 à 33,6 mg/L de MES et de 2,40 à 3,28 mg/L de COT.

Tableau I-4a : Comparaison (valeurs moyennes, minimales et maximales) des paramètres physiques et chimiques mesurés dans différentes régions de distribution d'*Austropotamobius pallipes* et publiés ces dix dernières années (T=Température, Cond=Conductivité, O₂=oxygène dissous, Turb=Turbidité, MES=Matières En Suspension, COT=Carbone Organique Total, UV254=Absorbance UV à 254 nm, TH=Titre Hydrométrique, TAC=Titre Alcalimétrique Complet).

Références, localisation	T °C	Cond µS/cm	pH	O ₂ mg/L	Turb NTU	MES mg/L	COT mg/L	UV254 1/cm	TH mgCaCO ₃ /L	TAC mgCaCO ₃ /L
Foster, 1995 (Pays de Galles)	moy.									
	min.		7,27	9,55	2,2	7,5	2,40		36,3	22,3
	max.		8,64	11,6	9,2	33,6	3,28		174	229,0
Smith et al., 1996 (Grande Bretagne)	moy.									
	min.			93						
	max.			643						
Troschel, 1997 (Allemagne)	moy.		7,6							
	min.		7,0							
	max.		7,9							
Troschel, 1997 (Allemagne)	moy.		7,2							
	min.		6,8							
	max.		7,4							
Broquet et al., 2002 (France)	moy.		7,45	8,58		7,0				
	min.	7,5								
	max.	20,0								
Demers et Reynolds, 2002 (Irlande)	moy.									
	min.	10,9	37	7,24						
	max.	18,9	773	8,54						
Rallo et García-Arberas, 2002 (Espagne)	moy.		8,1						125,0	128,0
	min.		7,6						47,0	32,0
	max.		8,6						204,0	178,0
Reyjol et Roqueplo, 2002 (France)	moy.		7,33	10,67						
	min.		6,50	8,10						
	max.		7,50	12,20						
Nardi et al., 2005 (Italie)	moy.		8,22	8,56					301,6	
	min.	11	197	7,6	4,50				127	
	max.	26	945	8,8	15,7				545	

Tableau I-4b : Comparaison (valeurs moyennes, minimales et maximales) des paramètres physiques et chimiques mesurés dans différentes régions de distribution d'*Austropotamobius pallipes* et publiés ces dix dernières années (NH_4^+ =Ammonium, Cl^- =Chlorures, NO_3^- =Nitrates, SO_4^{2-} =Sulfates, Na^+ =Sodium, Ca^{2+} =Calcium, K^+ =Potassium, Mg^{2+} =Magnésium, Si^{4+} =Silicium).

Références, localisation		NH_4^+ µg/L	Cl^- mg/L	NO_3^- mg/L	SO_4^{2-} mg/L	Na^+ mg/L	Ca^{2+} mg/L	K^+ mg/L	Mg^{2+} mg/L	Si^{4+} mg/L
Foster, 1995 (Pays de Galles)	moy.									
	min.	10	0,6	0,6	8,8	5,6	6,5	0,3	1,6	
	max.	740	37,3	4,2	23,6	13,0	94,7	2,5	10,5	
Smith et al., 1996 (Grande Bretagne)	moy.									
	min.	50	8,0	0,6	8,0	5,7	8,0	0,8	3,0	
	max.	320	23,0	4,2	45,0	26,7	95,0	6,5	21,7	
Troschel, 1997 (Allemagne)	moy.	30,0	33,0	2,6						
	min.	10,0	10,0	0,5						
	max.	40,0	60,0	3,5						
Troschel, 1997 (Allemagne)	moy.	30,0	33,0	3,0						
	min.	1,0	20,0	0,05						
	max.	70,0	50,0	5,0						
Broquet et al., 2002 (France)	moy.	60,0		25,8			125,3		12,7	
	min.									
	max.									
Demers et Reynolds, 2002 (Irlande)	moy.									
	min.									
	max.									
Rallo et García- Arberas, 2002 (Espagne)	moy.	120,0	13,0	2,7	29,0	9,4	6,0	1,7	6,0	6,38
	min.	5,0	5,0	0,01	7,0	4,3	2,3	0,01	2,3	
	max.	730,0	25,0	9,1	87,0	17,5	11,4	12,2	11,4	
Reyjol et Roqueplo, 2002 (France)	moy.	60,0	7,7	3,7	0,0		7,7		1,2	
	min.	0,0	7,2	0,0	0,0		1,2		0,9	
	max.	100,0	8,1	4,5	0,0		8,5		2,3	
Nardi et al., 2005 (Italie)	moy.									
	min.									
	max.									

Des travaux portant sur les exigences d'*A. pallipes* vis-à-vis de la qualité biologique de l'eau ont été conduits sur la base de la faune de macroinvertébrés benthiques. Parmi ceux là, Demers et Reynolds (2002) ont mesuré des qualités de l'eau de bonne à médiocre dans les cours d'eau avec *A. pallipes* en utilisant l'indice biotique irlandais Q (V. 4 de ce chapitre). En Irlande aussi, Lyons et Kelly-Quinn (2003) ont noté une disparition de population d'*A. pallipes* parallèlement à une altération de la qualité de l'eau (diminution de l'indice Q). En Italie, les cours d'eau toscans échantillonnés par Renai *et al.* (2005) ont montré des qualités optimales en se basant sur l'indice biotique italien (V. 4 de ce chapitre). Dans le pays de Loire, Broquet *et al.* (2002) ont enregistré des notes IBGN de 13/20 qui reflète une eau de moyenne qualité sur des sites abritant *A. pallipes*. En revanche, dans la région Poitou-Charentes, Grandjean *et al.* (2001 et 2003) n'ont mesuré que des notes IBGN supérieures à 15/20 sur des cours d'eau pourvus de l'écrevisse à pattes blanches et ont postulé que la présence de cette espèce est associée à celle de Plécoptères.

IV.3 Les menaces

Le tableau I-5 résume l'ensemble des menaces qui pèsent sur *A. pallipes*. Il sera commenté dans les paragraphes qui suivent.

Tableau I-5 : Importance des différentes menaces vis-à-vis d'*Austropotamobius pallipes* dans ses différentes zones de distribution en Europe (0=aucune ; 1=faible ; 2=moyenne ; 3=forte ; ?=pas d'information). (D'après Souty-Grosset *et al.*, 2006).

Menaces :	Alpes	Façade atlantique		Façade méditerranéenne		
		France	Grande-Bretagne	Irlande	Italie	Espagne
Peste de l'écrevisse	2/3	3	3	3	1	3
Autres maladies	?	?	2	2	?	?
NICS	2/3	3	3	3	3	3
Prédateurs	1	1	2	1	1	2
Exploitation	1	1	1	0	2	2
Dégradation de l'habitat	2	2/3	2	1	2	1
Diminution du niveau d'eau	1	2	2	2	1	3
Eutrophisation	2	1	1	1	1	1
Acidification	1	1	1	0	1	1
Produits phytosanitaires	2/3	3	2	2/3	3	2
Occupation des sols	2/3	3	2	2/3	2	3
Fragmentation des populations	3	3	2	1	2	1

IV.3.1 Les maladies

Les champignons sont les pathogènes les plus virulents pour les écrevisses. Les bactéries, les protozoaires et les vers parasitiques ont des effets moindres sur la santé des populations d'écrevisses à pattes blanches (Reynolds, 1998). Les infections virales chez les écrevisses ne sont encore que peu étudiées mais elles pourraient être à l'origine de mortalités non expliquées (Reynolds, 1998 ; Vogt, 1999). La présence d'un virus bacilliforme dans des tissus d'*A. pallipes* a été découvert pour la première fois en France dans le département de l'Ardèche en 2002 (Edgerton, 2003 et 2004). Dans cette partie, nous nous limiterons à l'étude des deux parasites de l'écrevisse à pattes blanches les mieux connus : (i) *Thelohania contejeani*, un parasite microsporidien, et (ii) *Aphanomyces astaci*, un champignon.

IV.3.1.1 La thélohaniose ou maladie de porcelaine

Les membres du genre *Thelohania* sont des parasites microsporidiens responsables de la maladie de porcelaine (thélohaniose) qui affectent les crustacés décapodes dont les écrevisses (Sprague et Couch, 1971). Le mode de transmission de ce parasite est encore assez mal connu bien que le cannibalisme soit un vecteur reconnu (Vogt, 1999 ; Edgerton *et al.*, 2002). *Thelohania contejeani* est le parasite microsporidien le plus fréquemment rencontré chez *A. pallipes*. La présence de ce parasite est facilement reconnaissable dans la phase avancée de la maladie puisque les muscles abdominaux des individus infectés ont une couleur blanche opaque (Alderman et Polglase, 1988). Les écrevisses atteintes peuvent vivre plusieurs mois voire plusieurs années mais elles perdent peu à peu leur mobilité et se retirent vers des zones plus profondes où elles meurent (Brown et Bowler, 1977 ; Skurdal *et al.*, 1990). La thélohaniose n'est pas responsable de la disparition de populations entières d'écrevisses à pattes blanches car les taux d'infestation connus varient entre 0,17% et 30% des individus d'une population (Mori et Salvidio, 2000 ; Grandjean, com. pers.). Cependant, ces taux dépendent du nombre d'individus examinés. C'est pourquoi un contrôle sanitaire régulier des populations infectées est préconisé (Diéguez-Uribeondo *et al.*, 1997 ; Mori et Salvidio, 2000). Les taux d'infestation dépendent aussi du milieu. Dans les ruisseaux peu profonds, les écrevisses sont plus sujettes au cannibalisme que dans les lacs où les pourcentages d'individus malades sont donc plus faibles.

IV.3.1.2 La peste de l'écrevisse

A l'exception de l'Italie, la peste de l'écrevisse est une des causes principales de la disparition des populations d'*A. pallipes* (Tableau I-5). En effet, il a déjà été précisé (I.3.2 de ce chapitre) que les NICS américaines (*Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii* et *Orconectes limosus*) étaient porteuses saines d'un champignon pathogène pour les écrevisses endémiques à l'Europe. Ce champignon (*Aphanomyces astaci*) responsable de l'aphanomycose, encore appelée peste de l'écrevisse, se propage à l'aide de zoospores nageuses munies d'un flagelle (Cerenius *et al.*, 1988). Un nombre important de zoospores est libéré lorsque les écrevisses infectées sont moribondes ou mortes depuis peu. Ces zoospores peuvent rester mobiles pendant trois jours dans une eau à 10°C et pour une période de temps plus courte quand la température de l'eau est plus élevée (Svensson, 1978). Elles peuvent aussi survivent jusqu'à deux semaines dans de la boue (Rennerfelt, 1936 cité par Edgerton *et al.*, 2002). Un ensemble de substances émises par les écrevisses attire les zoospores qui ont alors tendance à se fixer sur des zones fragilisées de la cuticule ou bien à la jointure des segments abdominaux (Svensson, 1978 ; Nyhlen, 1979 ; Nyhlen et Unestam, 1980). La zoospore perce la cuticule de son hôte grâce à des enzymes lipolytiques, puis, un tube de germination se forme et un hyphes mycélien commence à se développer parallèlement aux fibres de chitine de la cuticule (Svensson, 1978 ; Söderhäll et Unestam, 1975 ; Hall et Söderhäll, 1983).

L'aphanomycose est responsable de la disparition de nombreuses populations d'écrevisses endémiques en Europe depuis 1859 (Cornalia, 1860 cités par Edgerton *et al.*, 2002). Bien que l'introduction d'espèces d'écrevisses américaines est depuis longtemps rendue responsable de l'apparition de cette maladie en Europe (Vey *et al.*, 1983 ; Diéguez-Uribeondo et Söderhäll, 1993), cette hypothèse semble être confirmée par des travaux de PCR aléatoires sur des lignées d'*Aphanomyces astaci* (Huang *et al.*, 1994 ; Diéguez-Uribeondo *et al.*, 1995 ; Oidtmann *et al.*, 1999).

L'aphanomycose est transmise à *A. pallipes* soit par contact direct avec des NICS américaines soit par transport des spores. En effet, les zoospores peuvent être disséminées par les poissons *via* leur mucus, par les oiseaux à pattes palmées ou encore par les loutres (Nylund et Westman, 1992). Les activités humaines comme la pêche sont aussi responsables du transport de zoospores d'un cours d'eau à un autre. Ainsi, du matériel comme des nasses, des filets ou des bottes (boue) peuvent servir de vecteurs de transports (Alderman, 1996 ; Taugbøl *et al.*, 1993) et sont susceptibles d'être responsables de l'introduction de la peste de l'écrevisse en Irlande (Holdich et Rogers, 1992 ; Reynolds, 1998).

Une fois qu'une population est infectée par la maladie, la décimation de celle-ci prend de une à cinq semaines en fonction de la température de l'eau. Plus l'eau est chaude plus la maladie évoluera rapidement (Vey *et al.*, 1983 ; Persson et Söderhäll, 1983).

IV.3.2 La détérioration de la qualité de l'eau et de l'habitat

La pollution de l'eau, la destruction et la modification de l'habitat, l'utilisation de produits phytosanitaires sont aussi des facteurs prépondérants permettant d'expliquer la régression du nombre de populations d'écrevisse à pattes blanches (Tableau I-5).

Les travaux de terrain relatifs à l'habitat préférentiel d'*A. pallipes* et aux menaces qui pèsent sur celui-ci ont principalement été conduits en Grande-Bretagne et en Irlande (Westman, 1985 ; Lowery et Holdich, 1988 ; Smith *et al.*, 1996). La modification des écosystèmes aquatiques est principalement due aux activités humaines aussi bien industrielles qu'agricoles. Ainsi, dans les zones d'élevages où les troupeaux ne bénéficient pas d'abreuvoir, il y a une fragilisation des berges par piétinement qui entraîne un colmatage du cours d'eau et donc une diminution du nombre de caches potentielles pour les écrevisses. En région agricole, le recalibrage des ruisseaux qui a pour but de faciliter l'écoulement des eaux, est responsable d'une importante dégradation de l'habitat physique des rivières en créant une uniformisation et une linéarisation du lit qui ne permet plus aux écrevisses et autres macroinvertébrés benthiques de trouver un habitat adéquat (Hogger et Lowery, 1982). En effet, Foster (1995) a montré l'importance des berges pour les populations d'*A. pallipes* au Pays de Galles. Ces travaux suggèrent que la présence ou l'absence de l'écrevisse à pattes blanches sont liées à la géologie du substrat, aux concentrations en ions minéraux et à l'altitude tandis que la densité des populations semble inféodée à la végétation des berges qui permet de maintenir des températures d'eau fraîches grâce à l'ombre, aux zones de caches dans le lit du cours d'eau et enfin à la présence d'arbres à feuilles caduques. En 1996, les études de Smith *et al.* ont confirmé que la présence de buissons et d'arbres sur les berges ainsi que l'extension de leurs racines dans l'eau avaient une influence directe sur les densités des populations d'*A. pallipes*. Les structures ramifiées des racines d'aulne (*Alnus glutinosa*), de saule (*Salix* spp.) et de noisetier (*Corylus avellana*) offrent une excellente protection pendant les périodes de forts débits mais peuvent aussi servir de caches pour fuir les prédateurs. Ces structures racinaires servent encore de pièges à débris et à feuilles mortes qui représentent une des sources de nourriture pour les écrevisses dans des écosystèmes lotiques (Momot, 1984).

L'impact des activités humaines, et plus particulièrement l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture, se traduit par une diminution des concentrations en oxygène dissous, une accumulation de composés azotés (nitrates et ammonium), soufrés (sulfates), phosphorés (phosphates) et organochlorés (composants des pesticides). Foster et Turner (1993) ont testé la toxicité de l'ammonium et les effets d'une diminution du taux d'oxygène dissous sur des populations d'*A. pallipes in vivo*. Ils ont observé des différences significatives de mortalité entre les populations exposées à des concentrations en ammonium de l'ordre de 5 à 7 mg/L et des concentrations en oxygène dissous de 5 mg/L pendant 24 heures et les populations témoins évoluant dans des eaux non polluées.

IV.3.3 Les menaces dans la région Poitou-Charentes

En 25 ans, 67% des populations d'*A. pallipes* recensées dans la région Poitou-Charentes ont disparu (II.4 de ce chapitre). Bien que la plupart des causes de disparition restent inconnues, Bramard *et al.* (2005) ont proposé une liste de menaces. Ces auteurs ont ainsi distingué, par ordre décroissant d'importance : (i) la destruction de l'habitat (recalibrage), (ii) la diminution de la qualité de l'eau par utilisation de produits phytosanitaires en agriculture, (iii) la construction de mares ou d'étangs qui modifient les paramètres physico-chimiques en aval, (iv) l'introduction de NICS (*P. leniusculus* principalement), (v) la peste de l'écrevisse qui a été récemment responsable de la disparition de deux populations et suspectée dans deux autres cas.

Le cas du ruisseau du Magnerolles (département des Deux-Sèvres) constitue un des exemples de disparition d'écrevisses à pattes blanches les plus importants dans la région Poitou-Charentes. En effet, en 2001, cette population a été décimée à cause d'une pollution chimique accidentelle alors qu'en 1995, un arrêté de biotope avait été pris envers cette population qui colonisait un linéaire de 3 km. Cette mesure correspond à un arrêté préfectoral qui tend à favoriser la conservation des biotopes nécessaires à l'alimentation, à la reproduction, au repos ou à la survie d'espèces animales ou végétales à protéger (Article R211-12 du code rural (loi du 10 juillet 1976), décret 77-1295 du 25 novembre 1977, arrêté ministériel du 8 décembre 1988).

IV.4 Sa distribution en France

A. pallipes est considérée comme la principale espèce autochtone en France métropolitaine car la plus répandue. Elle est absente uniquement en Bretagne du Sud, dans la région Nord-Picardie et dans le centre du bassin parisien (Changeux, 2003). D'après les enquêtes réalisées par le Conseil Supérieur de la Pêche, *A. pallipes* était recensée dans 67 départements en 1977 contre 74 en 1990, 72 en 1995 et enfin 73 en 2001 (Figure I7). Bien que son aire de répartition semble se maintenir, il existe une réelle érosion du nombre de populations présentes. En effet, des disparitions significatives de populations ont été enregistrées dans 14 départements et une baisse sensible des effectifs dans 26 autres. Dans le Jura, par exemple, *A. pallipes* a disparu dans 60% des sites connus en 1990.

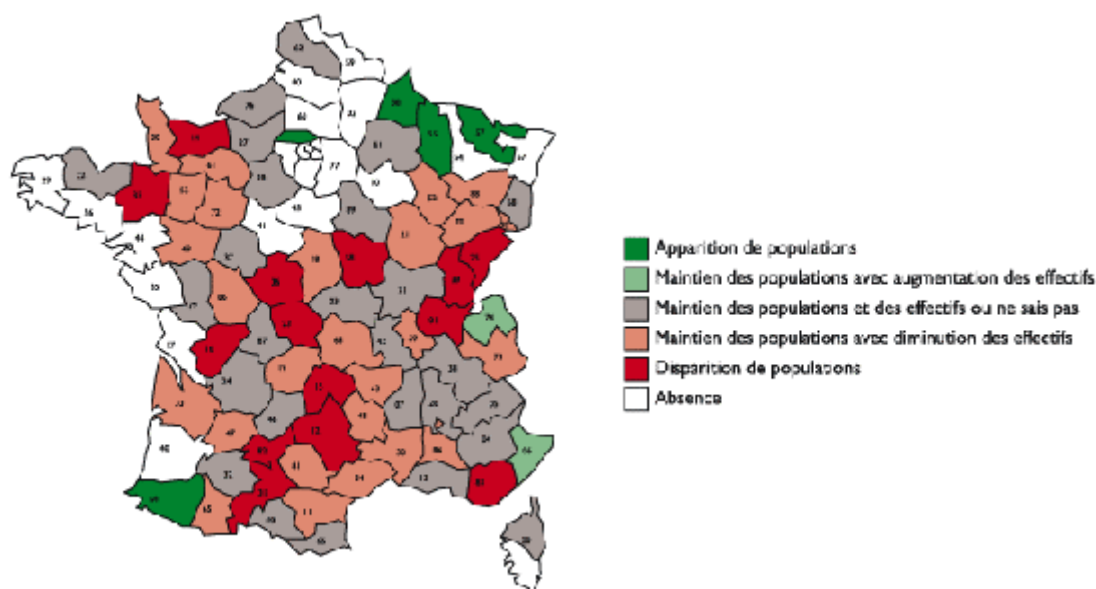


Figure I7 : Situation des populations d'*Austroptamobius pallipes* en France en 2001. (D'après Changeux, 2003).

IV.5 Conclusion : mesures de protection vis-à-vis d'*A. pallipes*

Depuis 1983, l'écrevisse à pattes blanches est retenue comme espèce vulnérable sur la liste rouge des animaux menacés établie par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) (Baillie et Groombridge, 1996). *A. pallipes* est aussi listée (i) dans les annexes II et V de la directive européenne « Habitats-Faune-Flore » (92/43/EEC et 97/62/EU) et (ii) dans l'annexe III de la convention de Berne. Le réseau Natura 2000, qui a pour but de protéger les biotopes et les espèces menacés à travers l'Europe sur des sites de conservations choisis, prend également en compte l'écrevisse à pattes blanches. Ainsi, en France, 166 sites

ont été retenus comme lieux préférentiels de protection de cette espèce (Figure I8). En France, *A. pallipes* est également concernée par des mesures de protection réglementaires relatives à sa pêche. Ces mesures portent sur (i) les conditions de pêche (matériels spécifiques : balances ; Code rural, art. R. 236-30), (ii) le temps de pêche limité à dix jours maximum par an (Code rural, art. R. 236-11), (iii) la taille limite minimale de capture de 90 mm (décret n°94-978 du 10 novembre 1994). La pêche de l'écrevisse à pattes blanches est interdite dans certains départements ou restreinte dans d'autres en fonction des conditions climatiques.

Le paragraphe IV.2 de ce chapitre montre qu'*A. pallipes* est traditionnellement décrite comme sensible aux pollutions et aux modifications de son environnement. Ainsi, elle est considérée comme un bon bioindicateur des eaux de bonne qualité (Reynolds, 1979, 1982, 1989, 1998 ; Jay et Holdich, 1981 ; Grandjean *et al.*, 1996, 2000a ; Holdich, 2002). Le terme bioindicateur implique deux notions (i) soit que l'espèce considérée a des exigences spécifiques vis-à-vis de l'habitat et de la qualité physico-chimique du milieu et que la persistance de celle-ci dans un lieu donné traduit une stabilité du milieu (ii) soit que l'espèce considérée est capable d'accumuler des substances toxiques dans ses tissus et reflète ainsi une pollution présente ou passée du milieu (Hilty et Merenlender, 2000). L'écrevisse à pattes blanches correspond à ces deux notions. Sa présence est fréquemment associée à une eau de bonne qualité et ses tissus (hépatopancréas principalement) sont aussi utilisés pour montrer la présence de micropolluants dans le milieu (Antón *et al.*, 2000).

Cependant, depuis quelques années le statut de bioindicateur et de sentinelle des eaux pures d'*A. pallipes* est en train d'évoluer. En effet, de récents travaux (Demers, 2003 ; Füreder et Reynolds, 2003 ; Holdich *et al.*, 2005 ; Peay *et al.*, 2005) ont montré que l'écrevisse à pattes blanches pouvait évoluer dans des milieux modérément pollués et dans des habitats boueux. Ainsi, le statut d'*A. pallipes* évoluerait vers les notions d'espèce drapeau ou d'espèce parapluie dont la protection et la gestion permettent la sauvegarde de tout un écosystème.

Néanmoins, il est important de rappeler que l'ensemble des travaux cités dans les paragraphes précédents ne tient que très peu compte de la composante organique de l'eau et que les données sont obtenues à partir d'un faible nombre de prélèvements sur un même cours d'eau. Une étude à long terme sur des ruisseaux abritant des populations d'*A. pallipes* semble donc nécessaire et a fait l'objet des travaux présentés dans la suite de ce rapport.

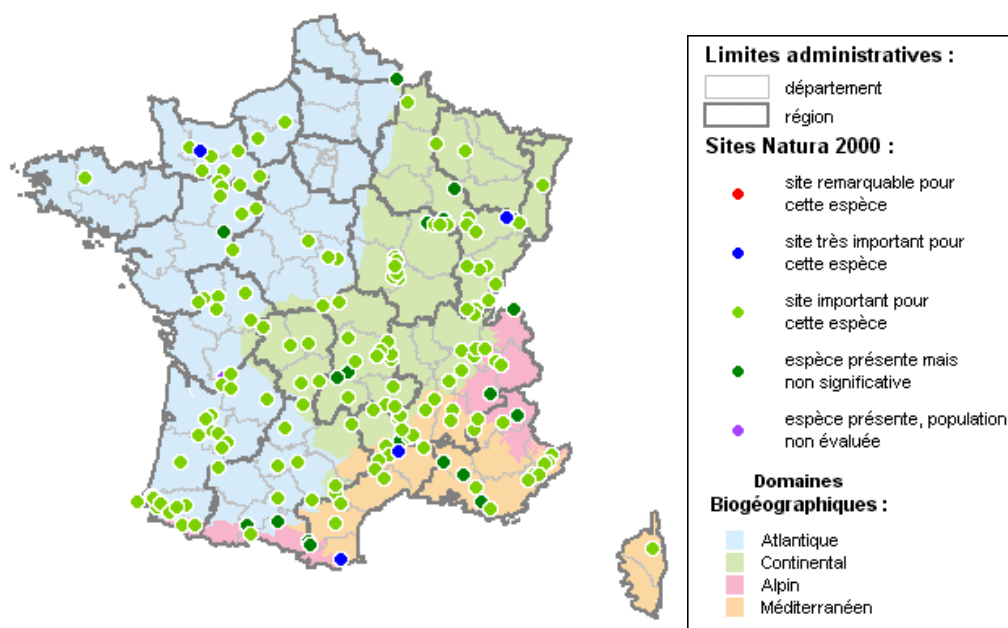


Figure I-8 : Localisation des sites Natura 2000 concernant *Austroptamobius pallipes* en France.

V MESURE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

De nos jours, la qualité et la quantité des eaux sont des préoccupations environnementales principales. Cependant, il est difficile de définir une qualité d'eau universelle car tout dépend de l'usage qu'il en est fait et des niveaux de pollutions considérés comme acceptables. En France, le contrôle de la qualité de l'eau est confié au Réseau National de Bassins (RNB) qui, par l'intermédiaire des Agences de Bassins, réalise un suivi analytique mensuel sur de nombreuses stations pilotes réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique national. Les normes de qualité sont définies par des «Système d'Evaluation de la Qualité » ou SEQ. Trois types de SEQ sont ainsi définis : (i) le SEQ-Eau, (ii) le SEQ-Physique et (iii) le SEQ-Bio.

➤ Le SEQ-Eau évalue la qualité physico-chimique des eaux et propose de distinguer quinze «altérations » de la qualité de l'eau, regroupant chacune des paramètres de même nature ou de même effet. Il calcule ensuite : (i) des classes de qualité en utilisant la représentation classique à cinq couleurs (bleu, vert, jaune, orange, rouge), (ii) des indices de qualité qui permettent une description plus précise à l'intérieur de chaque classe, (iii) des classes d'aptitude potentielle de l'eau à la biologie et aux usages.

➤ Le SEQ-Physique évalue le degré d'artificialisation du cours d'eau et prend en compte les caractéristiques hydrologiques et morphologiques.

➤ Enfin, le SEQ-Bio permet une évaluation biologique globale, la description de certains aspects ou phénomènes biologiques particuliers tels que les proliférations et les disparitions des organismes les plus sensibles à la pollution (...) et informe sur leurs conséquences potentielles sur les usages des cours d'eau. Le SEQ-Bio complète les diagnostics fournis par le SEQ-Eau et le SEQ-Physique.

Ainsi, les outils SEQ doivent permettre une évaluation de la qualité globale des hydrosystèmes d'eau courante et des incidences sur l'état et le fonctionnement écologiques et les usages anthropiques potentiels des cours d'eau. Les SEQ doivent pouvoir rendre compte des évolutions de la qualité des cours d'eau ainsi que des enjeux associés.

A l'échelle Européenne, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000 fixe comme objectif à tous les états membres d'atteindre en 2015 un « bon état écologique » pour les milieux aquatiques naturels. Ce bon état écologique correspond à une situation de référence établie à partir de données mesurées sur des milieux non (ou faiblement perturbés) par des activités anthropiques. La DCE se base essentiellement sur une composante biologique (flore aquatique, faune des macroinvertébrés benthiques, ichtyofaune...) qui est étayée par une composante physico-chimique (macro et micro-polluants minéraux, micropolluants synthétiques...).

V.1 Les différents types de pollutions

La pollution de l'eau est définie comme une perturbation de l'équilibre naturel du milieu et qui en compromet son utilisation. La pollution est engendrée par les activités humaines domestiques, agricoles ou industrielles et se divise en trois grands types :

➤ La pollution physique agit sur la transparence de l'eau (présence de matières en suspension), la température et/ou la radioactivité.

➤ La pollution chimique est due à la présence de substances indésirables dangereuses ou toxiques (nitrate, phosphate, métaux lourds, hydrocarbures, micropolluants). Ce type de pollution engendre d'importants déséquilibres chimiques comme la modification du pH et de la salinité qui ont des conséquences sur la biologie du milieu. La pollution organique est une des pollutions chimiques principales et elle est due aux rejets d'eaux usées urbaines et des industries agro-alimentaires. Sa dégradation entraîne une consommation d'oxygène qui peut

provoquer la mort de certaines communautés aquatiques par asphyxie. La pollution chimique est aussi un des facteurs d'induction du phénomène d'eutrophisation (Carlson, 1977 ; Salas et Martino, 1990 ; Strain et Yeats, 1999) qui se caractérise par une prolifération des algues et autres végétaux aquatiques, ce qui conduit à une asphyxie du milieu.

➤ La pollution biologique consiste, tout d'abord, en l'introduction dans l'eau de micro-organismes (bactéries, virus, protozoaires) dont certains peuvent être pathogènes. Ce type de pollution est principalement engendrée par les rejets d'eaux usées urbaines et de l'activité agricole. L'introduction d'espèces non indigènes correspond aussi à une pollution biologique.

V.2 Mesures physico-chimiques de la qualité de l'eau

Il existe un très grand nombre de paramètres physiques et chimiques qui permettent de caractériser un milieu aquatique. Ainsi, la détermination de la qualité physico-chimique des eaux peut s'avérer coûteuse et le traitement des données récoltées fastidieux. Cependant, l'étude des différents équilibres physico-chimiques et leur impact sur le milieu ont permis d'établir des corrélations entre ces paramètres et leurs effets. En conséquence, la notion « d'altération » a été mise en place pour simplifier le système d'évaluation de la qualité des eaux. Le tableau I-6 regroupe les quinze types d'altérations définis par le SEQ-Eau.

Bien que le SEQ-Eau soit largement utilisé, il comporte certaines limites. La première est liée au fait que la grille du SEQ-Eau est établie en fonction des usages souhaités de l'eau mais elle ne permet pas de définir une qualité intrinsèque de l'eau. Egalement, dans le système SEQ-Eau, c'est le paramètre le plus déclassant d'une altération donnée qui va déterminer la classe de qualité (très bon, bon, passable, mauvais et très mauvais). Or, les valeurs des paramètres mesurées ne sont pas indépendantes les unes des autres mais sont le reflet des phénomènes physico-chimiques et/ou biologiques qui accompagnent une pollution. Un autre biais rencontré est lié à la considération de la matière organique dissoute (MOD) car celle-ci joue un rôle important dans le transport des micro-polluants comme les métaux lourds. De plus, Wasson (2001) a montré que les processus d'évolution et de devenir de la MOD à l'échelle d'un tronçon de ruisseau ou d'un réseau doivent être pris en compte dans l'évaluation de la qualité des eaux. Des travaux récents (Ouro-Boya Boukari, 2004) ont confirmé l'importance de l'étude de la MOD pour la détermination de la qualité des eaux de surface et leur gestion.

Tableau 16 : Liste des quinze « altérations » et des paramètres considérés établie pour l'utilisation du SEQ-Eau. (D'après Simonet, 2001).

Altérations	Paramètres considérés	Effets provoqués
MACROPOLLUANTS		
Matières organiques et oxydables	O ₂ , taux de saturation O ₂ , DBO ₅ , DCO, COD, NH ₄ , NKJ	Consommation par des micro-organismes (algues, bactéries...) entraînant une désoxygénation de l'eau
Matières azotées hors nitrates	NH ₄ , NKJ, NO ₂	Consommation par les végétaux et effet écotoxique
Nitrates	NO ₃	Nutriments pour les végétaux, effet écotoxique et gêne pour la production d'eau potable
Matières phosphatées	PO ₄ , P _{total}	Nutriments pour les végétaux qui s'accroissent fortement
Phytoplancton	Chl _a , phéopigments, algues, taux de saturation en O ₂ , delta O ₂ et pH	Manifestation la plus importante de l'eutrophisation
Particules en suspension	MES, turbidité, transparence	Altération de la respiration des animaux aquatiques, réduction de l'apport énergétique (lumière) et gêne pour de nombreux usages
Température	Température, delta température	Modification de certains paramètres chimiques et des communautés aquatiques
Acidification	pH, Al dissous	Modification de nombreux équilibres chimiques
Couleur	Couleur	Modification des apports énergétiques (lumière)
Minéralisation	Conductivité, anions, cations	Modification de nombreux équilibres chimiques
Micro-organismes pathogènes	<i>Escherichia coli</i> , coliformes et streptocoques fécaux...	Pathogènes pour l'Homme, gêne pour de nombreux usages
MICROPOLLUANTS MINERAUX		
Micropolluants dans eau brute	As, Hg, Cd...	Métaux lourds toxiques pour l'Homme
Métaux sur bryophytes	As, Hg, Cd...	Indicateurs de la durée de pollution par les métaux lourds
MICROPOLLUANTS SYNTHETIQUES		
Pesticides dans eau brute	Atrazine, diuron, lindane, thiabendazole, carbaryl	Gêne pour la production d'eau potable
Micropolluants synthétiques sur eau brute autres que les pesticides	Benzène, PHA, pentachlorophénol...	Gêne pour la production d'eau potable

O₂=Oxygène dissous, DBO₅=Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours, DCO=Demande Chimique en Oxygène, COD=Carbone Organique Dissous, NH₄=Ammonium, NKJ=Azote Kjeldahl, NO₂=Nitrites, NO₃=Nitrates, PO₄=Phosphates, P_{total}=Phosphore total, Chl_a=Chlorophylle a, MES=Matières En Suspension, Al=Aluminium, As=Arsenic, Hg=Mercure, Cd=Cadmium, PHA=Acide Phtalique et dérivés.

V.3 Mesures biologiques de la qualité de l'eau

Dans l'idéal, la qualité des eaux courantes devrait être évaluée à la fois par des paramètres physico-chimiques et biologiques afin d'obtenir un spectre d'informations complet pour permettre une meilleure gestion des ressources en eau. Ainsi, il existe deux types de concepts qui s'intéressent à la qualité biologique des eaux : (i) l'écotoxicologie et (ii) les indicateurs biologiques. Dans le cadre de ce rapport, nous nous intéresserons plus particulièrement à la notion d'indicateurs biologiques.

La notion de bioindicateurs de la qualité des eaux date du milieu du XIX^{ième} siècle quand Kolenati (1848) et Cohn (1853) (cités par Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003) ont observé que les organismes présents dans les eaux polluées étaient différents de ceux rencontrés dans les eaux de bonne qualité. Les indicateurs biologiques doivent présenter les critères suivants : (i) être facilement identifiables et mesurables, (ii) être sensibles à des stress perturbateurs de l'environnement, (iii) répondre aux perturbations d'une manière prévisible, (iv) répondre aux changements effectués dans le cadre d'une gestion, (v) avoir une réponse toujours constante (Cairns *et al.*, 1993 ; Dale et Beyeler, 2001). Ainsi, il existe de nombreux indices biotiques qui se basent sur la composition de certaines communautés végétales ou animales pour estimer la qualité biologique des eaux de surface. Les principaux organismes utilisés pour l'établissement d'indices biotiques sont les suivants :

- le phytoplancton comme les diatomées,
- la végétation de la ripisylve et la végétation aquatique,
- la faune de macroinvertébrés benthiques,
- l'ichtyofaune.

V.4 Macroinvertébrés benthiques et qualité des eaux

Parmi les organismes considérés comme bioindicateurs de la qualité des eaux, les macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisés. En effet, les macroinvertébrés intègrent les effets des polluants et des perturbations de l'environnement sur des périodes relativement longues de quelques mois à plusieurs années. Cela est lié à leurs cycles et modes de vie qui consistent à évoluer dans les sédiments là où les contaminants s'accumulent (Nixon *et al.*, 1986 ; Graça et Coimbra, 1998). De plus, les organismes benthiques sont peu mobiles et, de ce fait, ne peuvent pas échapper à une pollution subite de l'eau (Paul *et al.*, 2001).

Les européens ont été les premiers à développer le concept d'indicateur biotique. A l'heure actuelle, de nombreux pays ont adopté un système d'indicateur biotique qui leur est propre et qui est adapté aux peuplements benthiques d'une région donnée. Ainsi, se distinguent :

- en Grande-Bretagne : (i) le Trend Biotic Index (TBI) (Woodiwis, 1978), (ii) le Extended Biotic Index (ETBI) (Woodiwis, 1978 ; Metcalfe, 1989), (iii) le Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Chesters, 1980) et (iv) le Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage *et al.*, 1983)
- en Irlande : le Q-index (Flanagan et Toner, 1972)
- en Belgique : l'Indice Biotique Belge (IBB) (De Pauw et Vanhooren, 1983)
- en Espagne et au Portugal : (i) le Iberian BMWP (IBMWP) (Alba-Tercedor et Sanchez-Ortega, 1988) et (ii) le Iberian ASPT (IASPT) (Rodriguez et Wright, 1987)
- en Italie : le Indice Biotico Esteso (IBE) (Ghetti, 1997)
- et en France : l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Verneaux *et al.*, 1982 ; AFNOR, 1992).

Tous ces indices biotiques consistent à prélever des macroinvertébrés benthiques, soit à l'aide d'un filet soit manuellement, dans les différents substrats rencontrés sur la section de cours d'eau étudiée. Après la collecte, les échantillons sont analysés soit directement sur le terrain soit plus tard en laboratoire. Les macroinvertébrés sont alors triés et déterminés jusqu'à un niveau taxonomique donné en fonction de l'indice utilisé. Il existe ensuite différents types de quantification des macroinvertébrés : soit en fonction (i) de la richesse spécifique (nombre total d'unités taxonomiques), (ii) de l'abondance (nombre total de macroinvertébrés dans l'échantillon), (iii) de l'abondance relative (nombre d'individus d'une classe taxonomique en fonction du nombre total d'individus) et (iv) de la diversité spécifique (distribution des individus en fonction du nombre de classes taxonomiques de l'échantillon). Les notes de qualité sont ensuite attribuées en fonction de la polluosensibilité des individus rencontrés. En général, les macroinvertébrés considérés comme les plus polluosensibles, les moins résistants à une pollution, appartiennent aux ordres des Epheméroptères, des Plécoptères et des Trichoptères (EPT) (Hynes, 1957). Les taxons les plus polluo-résistants se rencontrent chez les Diptères et les vers. Comme nous l'avons vu, chaque indice biotique est ajusté à une zone géographique donnée. Cependant, certains indices ont été appliqués avec succès dans d'autres régions ; c'est le cas, par exemple, de l'IBB développé pour la Belgique et utilisé avec succès au Portugal (Fontoura et Moura, 1984) et au Canada (Barton et Metcalfe-Smith, 1992). D'autres auteurs n'accréditent pas cette thèse. Ainsi, Coimbra *et al.* (1996) ont utilisé

plusieurs de ces indices pour tester la qualité de l'eau dans des ruisseaux du sud du Portugal où l'écoulement est interrompu pendant les mois les plus chauds. Dans cette étude, plusieurs indices n'ont pas discriminé des sites pollués par un effluent au pH élevé des sites de références. De la même façon, Iliopoulou-Georgudaki *et al.* (2003) ont testé neuf indices biotiques européens dans deux cours d'eau grecs et ont montré que, selon l'indice considéré, (i) la qualité biologique de l'eau sur un même site pouvait varier de très mauvaise à très bonne et que (ii) le IBB correspondait mieux à ces cours d'eau que les indices méditerranéens IBMWP et IASPT. Ces résultats suggèrent que l'utilisation d'un indice biotique dans des programmes de conservation doit faire l'objet de nombreuses études préalables afin de choisir le mieux adapté aux conditions locales.

De plus, les différents indices biotiques européens n'utilisent pas tous le même degré de détermination ce qui peut donc conduire à des conclusions différentes en terme de qualité. En effet, Guérold (2000) a montré que le niveau de détermination taxonomique pouvait avoir une grande influence sur la plupart des indices biotiques. Une détermination jusqu'à la famille entraîne une sous estimation des indices qui est d'autant plus importante que la qualité de l'eau est bonne. En conséquence, quand une détermination jusqu'à la famille est utilisée, les communautés de macroinvertébrés benthiques évoluant dans un milieu perturbé semblent moins affectées que ce qu'elles le sont en réalité. Ainsi, une détermination non-poussée réduirait l'apport d'informations sur la sensibilité des macroinvertébrés et sur l'impact des perturbations. L'étude de Guérold (2000) montre encore qu'une détermination jusqu'à la famille peut affecter les analyses et conduire à des erreurs d'interprétations. Ces travaux utilisent un indice de perturbation basé sur la différence des indices de diversité de Shannon (Shannon et Weaver, 1963) mesurés sur un site perturbé et sur un site non pollué. Ainsi, il a été démontré qu'une détermination jusqu'à la famille sous-évaluait l'indice de perturbation et donc l'effet des changements sur l'environnement aquatique.

Compin et Céréghino (2003) ont aussi montré que les indices biologiques et les niveaux de détermination utilisés ne fournissaient pas la même qualité d'information selon l'importance du cours d'eau considéré. Pour cette étude, 153 sites distribués dans 47 cours d'eau du bassin Adour-Garonne ont été échantillonnés et deux indices biologiques ont été utilisés : (i) l'IBGN avec une détermination jusqu'à la famille et (ii) l'EPTC (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères) avec une détermination jusqu'à l'espèce. Ainsi, les résultats fournis par la richesse spécifique en EPTC et l'IBGN ont été significativement différents sur l'ensemble du bassin mais avec des réponses différentes en fonction de la taille des cours d'eau. Aussi, la richesse spécifique en EPTC s'est avérée plus sensible que l'IBGN à de

faibles perturbations dans des petits cours d'eau de montagne. De la même façon, les notes obtenues avec l'indice EPTC étaient inférieures à celles obtenues avec l'IBGN dans des ruisseaux et supérieures dans des cours d'eau de plaine plus larges. Cette étude souligne donc le fait qu'il peut exister différents types de classifications de qualité des cours d'eau en fonction de leur taille. Dans cet exemple aussi, il est mis en évidence que la détermination jusqu'à la famille utilisée dans l'IBGN peut engendrer des erreurs d'interprétation. En effet, Compin et Céréghino (2003) précisent que l'IBGN aboutit généralement à une note de 17/20 dans des petits ruisseaux de montagne non perturbés à cause de la présence d'Ephéméroptères et de Plécoptères dans ses régions, ces deux ordres étant considérés comme fortement polluosensibles dans le calcul de la note. Ainsi, l'IBGN peut attribuer une bonne note à des sites où la richesse taxonomique est faible.

En résumé, nous venons de voir dans ce paragraphe que l'utilisation d'indices biologiques, bien qu'utile, s'avère être assez complexe. En effet, une pollution chimique peut être transitoire et donc non détectée par les paramètres abiotiques communément mesurés tandis qu'une étude de la faune des macroinvertébrés benthiques peut fournir des informations sur des perturbations antérieures au jour du prélèvement (Barbour *et al.*, 1996). Des études ont montré que le niveau de détermination taxonomique des macroinvertébrés peut être problématique ; cependant, la détermination jusqu'à l'espèce, le genre ou la famille va dépendre des objectifs de l'étude. Si le but est de simplement détecter l'impact de perturbations sur les communautés de macroinvertébrés, une détermination jusqu'à la famille est suffisante mais toute interprétation écologique restera hasardeuse (Guérold, 2000). En revanche, si l'objectif est de connaître le degré de changement des communautés, une détermination plus fine s'impose. Toutefois, il est nécessaire de tenir compte des aspects économiques de gestion des milieux aquatiques. En effet, il existe un besoin croissant de méthodes rapides et peu coûteuses pour déterminer la qualité biologique des eaux, ce qui n'est pas en accord avec une détermination taxonomique poussée qui requiert du temps et des spécialistes. Enfin, les comparaisons de valeurs d'indices et de faunes de macroinvertébrés benthiques doit se faire pour des prélèvements effectués au même moment car il existe une importante variabilité de la faune benthique en fonction des saisons (Compin et Céréghino, 2003 pour revue).

Chapit r e II

Mat é r i e l e t m é t h o d e s



I	CADRE DE L'ETUDE	46
I.1	OBJECTIF	46
I.2	CONTEXTE GEOGRAPHIQUE ET GEOLOGIQUE.....	46
I.3	CONTEXTE DE L'ETUDE.....	47
I.3.1	Généralités.....	47
I.3.2	Mesures de protection	52
I.4	DONNEES CLIMATIQUES ET HYDROLOGIQUES	53
I.4.1	Données pluviométriques	53
I.4.2	Mesure de débits.....	54
I.5	DESCRIPTION DES STATIONS ETUDIEES	55
I.5.1	Bassin du Thouet.....	55
I.5.1.1	Le Thouet	56
I.5.1.2	La Verdonnière.....	57
I.5.1.3	La Viette.....	58
I.5.2	Bassin de la Sèvre Nantaise (Zone amont).....	59
I.5.3	Bassin de la Sèvre Niortaise	60
I.5.3.1	La Rourie	60
I.5.3.2	Le Gâtineau.....	61
I.5.4	Bassin du Clain.....	62
I.5.4.1	Le Magot.....	62
I.5.4.2	L'Auxance	63
II	PROTOCOLES EXPERIMENTAUX	64
II.1	ETUDE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX.....	64
II.1.1	Echantillonnage	64
II.1.2	Mesures effectuées	65
II.1.3	Paramètres analysés.....	67
II.2	ETUDE DE LA FAUNE DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	69
II.2.1	Echantillonnage selon le protocole de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)	69
II.2.2	Pertinence de la note IBGN	71
II.2.3	Comparaison des compositions faunistiques.....	71
II.2.3.1	Indice de diversité de Shannon.....	71
II.2.3.2	Indice de Jaccard	71

II.2.4	Indices de qualité de l'habitat et de la macrofaune benthique	72
II.2.4.1	Le coefficient d'aptitude biogène «Cb2 ».....	72
II.2.4.2	L'indice habitat « m »	73
II.2.5	Les guildes trophiques.....	73
II.2.6	Cas particulier des Ephéméroptères	74
II.3	ETUDE DES POPULATIONS D' <i>AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES</i> DES SITES CONSIDERES ..	74
III	ANALYSES STATISTIQUES DES DONNEES	75
III.1	STATISTIQUES ELEMENTAIRES	76
III.1.1	Test de normalité.....	76
III.1.2	Test de Kruskal-Wallis	76
III.1.3	Evolution temporelle des paramètres	76
III.2	ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	77
III.2.1	Les méthodes d'analyses factorielles	77
III.2.1.1	Analyse en Composantes Principales (ACP)	78
III.2.2	Les méthodes de regroupement	79
IV	LES RESEAUX DE NEURONES	80
IV.1	GENERALITES	80
IV.2	LES RESEAUX NON-BOUCLES	81
IV.3	LES RESEAUX BOUCLES	81
IV.4	UTILISATION DES RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS	82

I CADRE DE L'ETUDE

I.1 Objectif

Le but de l'étude a été de caractériser les habitats favorables à l'écrevisse à pattes blanches en région Poitou-Charentes. Le pays de Gâtine dans le département des Deux-Sèvres a été choisi comme zone d'étude privilégiée puisque les populations d'*Austropotamobius pallipes* y sont encore bien représentées. En effet, c'est dans le pays de Gâtine, aussi appelé «Château d'eau du Poitou», que subsistaient en 2002 62,5% des populations d'*A. pallipes* recensées en Poitou-Charentes (Bramard *et al.*, 2005).

I.2 Contexte géographique et géologique

Situé dans le centre-ouest, le département des Deux-Sèvres est constitué, au nord-ouest et au centre, de la pointe méridionale du Massif Armoricaïn, au nord-est, des confins du Bassin Parisien et au sud, de la bordure du Bassin Aquitain. Le sud-est du département forme une zone de transition entre ces deux grands bassins français appelé le seuil du Poitou. Les Deux-Sèvres présentent deux zones basses : la plaine de Thouars et celle de Niort séparées par une zone plus haute : le Bocage et la Gâtine. Le relief est peu élevé (Point culminant : Terrier du Fouilloux : 272 m). En ce qui concerne la géologie, le Bocage et la Gâtine sont principalement situés sur des sols formés de granites et de schistes alors que les plaines de Thouars et de Niort sont sur des terrains calcaires ou d'origine calcaire (Figure II-1).

Au niveau hydrographique, les crêtes de Gâtine, orientées nord-ouest et sud-est délimitent deux bassins versants principaux : le bassin du Thouet et celui de la Sèvre Niortaise. Toutes les rivières sortent du département et aucun grand fleuve ne le traverse. Ainsi, les ressources en eau dépendent étroitement de la pluviométrie locale avec des pluies inégalement réparties sur l'ensemble du département. En effet, les nuages emmenés de l'océan par les vents de sud-ouest traversent facilement la plaine de Vendée et se condensent sur les premiers reliefs rencontrés, les crêtes de Gâtine, donnant ainsi une pluviométrie élevée sur cette zone centrale du département. En revanche, les pluies diminuent fortement lorsque les nuages ont dépassé les reliefs. Ainsi la région de Thouars reçoit moitié moins de pluie que la Gâtine.

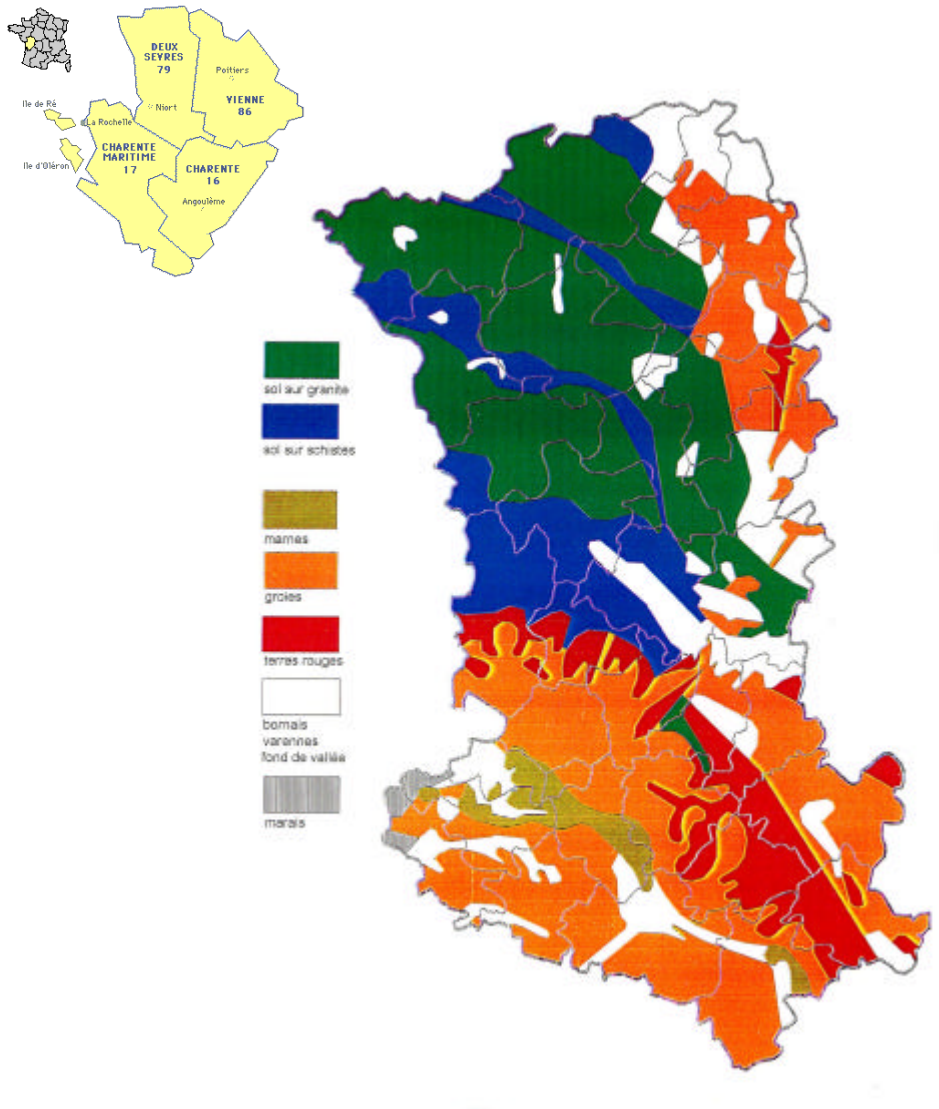


Figure II-1 : Carte des sols du département des Deux-Sèvres (Source : Chambre d'Agriculture des Deux-Sèvres).

I.3 Contexte de l'étude

I.3.1 Généralités

Huit cours d'eau du Pays de Gâtine répartis dans quatre bassins hydrographiques ont fait l'objet d'un suivi régulier de novembre 2002 à septembre 2004 :

- (i) le bassin de la Sèvre Nantaise avec la Sèvre Nantaise ;
- (ii) le bassin de la Sèvre Niortaise avec la Rourie et le Gâtineau ;
- (iii) le bassin du Thouet avec le Thouet, la Verdonnière et la Viette ;
- (iv) le bassin du Clain avec le Magot et l'Auxance.

L'ensemble de ces huit ruisseaux a été choisi en collaboration avec Eric Bachelier, chef de brigade du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) du département des Deux-Sèvres.

Sur chaque ruisseau, deux stations ont été échantillonnées. La première, la plus en amont et notée 1, abrite une population d'*A. pallipes* et la seconde, notée 2, est située de 1 à 9 km en aval et ne présente pas d'écrevisse à pattes blanches (Figure II-2). Le Magot qui abrite des écrevisses sur les deux stations et l'Auxance qui en est dépourvue sur tout le linéaire font exception à ce protocole. L'Auxance a été choisie comme site témoin car elle présente un habitat physique favorable à *A. pallipes*.

Les tableaux II-1, II-2 et II-3 rassemblent toutes les descriptions physiques, morphologiques et localisations géographiques des stations échantillonnées. Ces trois tableaux servent de base à la rédaction de ce chapitre. Afin de faciliter la lecture, les références de ces tableaux ne seront plus mentionnées dans la suite de ce chapitre.

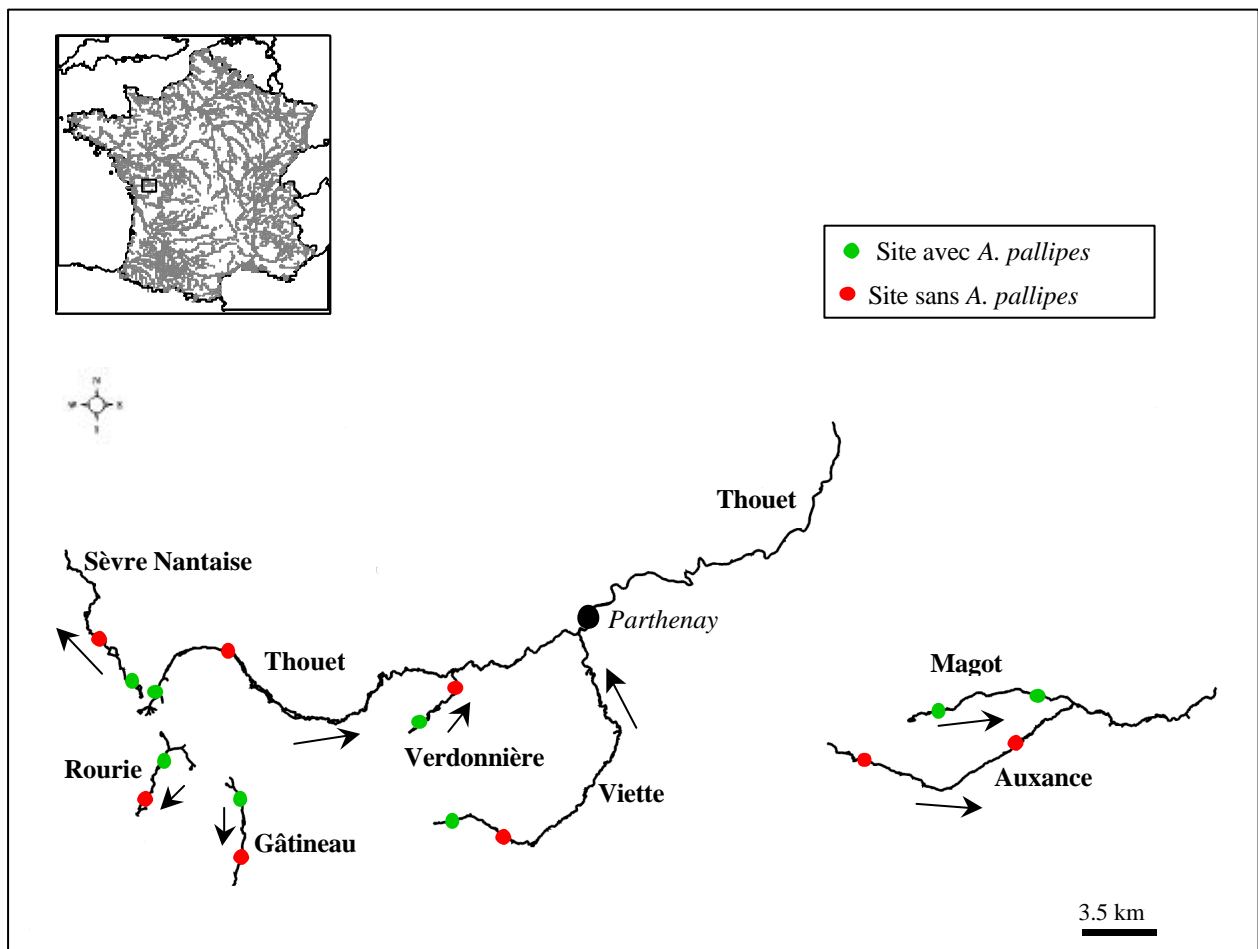


Figure II-2 : Localisation des huit ruisseaux étudiés en Gâtine (Département des Deux-Sèvres).

Tableau II-1 : Localisation des sites étudiés dans le département des Deux-Sèvres. Les données entre parenthèses et en gras sont les abréviations utilisées dans la suite de ce travail. (+) indique qu'A. pallipes est présente et (-) qu'elle est absente.

Bassin Versant	Ruisseau	Longueur totale (km)	Affluent de	Lieu-dit	Commune des Deux-Sèvres	Latitude Nord	Longitude Ouest	Présence A. pallipes
Sèvre Nantaise	Sèvre Nantaise (SN)	136	Loire	Les Mousinières (SN1)	Vernoux en Gâtine	46°37'04.6"	000°29'51.5"	+
				Le Moulin Vieux (SN2)		46°37'46.5"	000°30'45.1"	-
Sèvre Niortaise	Rourie (R)	3,760	Fenioux	Le Pichot (R1)	Le Beugnon	46°35'25.9"	000°28'24.8"	+
				Le Moulin Neuf (R2)			46°34'07.1"	000°29'14.1"
	Gâtineau (G)	4,540	Miochette	La Frémaudière (G1)	Le Rétail	46°34'43.4"	000°26'23.1"	+
				L'Embruinière (G2)			46°33'46.8"	000°26'00.1"
Thouet	Thouet (T)	152	Loire	La Furgerie (T1)	Secondigny	46°36'59.8"	000°28'37.6"	+
				Le Moulin de la Touche (T2)			46°37'34.8"	000°27'33.5"
	Verdonnière (Ve)	3,700	Thouet	La Fortière (Ve1)	Azay sur Thouet	46°36'10.6"	000°20'53.3"	+
				La Verdonnière (Ve2)			46°37'14.7"	000°19'57.4"
	Viette (Vi)	17,200	Thouet	La Brossardière (Vi1)	Saint Pardoux	46°34'08.2"	000°20'14.1"	+
				Les Métairies (Vi2)			46°33'58.5"	000°18'20.4"
Clain	Magot (M)	7,150	Auxance	La Pilière (M1)	Vasles	46°37'00.5"	000°04'39.1"	+
				Touchebure (M2)			46°37'09.6"	000°02'00.3"
	Auxance (A)	63,400	Clain	Le Bourg (A1)	Saint Martin du Fouilloux	46°35'40.4"	000°07'05.7"	-
				Fougerit (A2)	Vasles	46°36'46.4"	000°01'52.2"	-

Tableau II-2 : Description des sites étudiés et des activités anthropiques présentes à proximité.

Site	Distance par rapport à la source (km)	Altitude (m)	Pente (‰)	Présence d'étangs au niveau de la source (surface m ²)	Présence d'étangs entre 1 et 2 (surface m ²)	Présence d'affluents entre 1 et 2	Activités anthropiques proches
SN1	0,891	194	7,5	4 (4 320; 2 137; 22 041 ; 1 696)	1 (24 605 à 76 944)	3	Pâturages, vergers
SN2	2,750	185	2,2				Pâturages
R1	0,732	186	29,5	1 (3 600)	2 (7 800 ; 1 591)	4	Zone forestière
R2	3,703	124	10,0				Habitations
G1	0,453	199	25,3	1 (1 829)	-	5	Pâturages
G2	2,450	137	5,0				Pâturages
T1	1,442	207	9,3	3 (8 750 ; 1 900; 2 958)	-	1	Pâturages
T2	3,345	189	2,1				Pâturages, vergers
Ve1	0,523	199	34,7	2 (201 ; 2 320)	4 (5 400 ; 2 320; 8 334 ; 2 375)	1	Aviculture
Ve2	3,525	159	12,5				Pâturages
Vi1	0,060	197	34,7	1 (231)	2 (864 ; 2 093)	-	Pâturages
Vi2	2,884	173	9,3				Station d'épuration
M1	2,333	161	2,3	2 (13 030; 1 732)	1 (532)	1	Pâturages, habitations
M2	6,307	148	9,1				Habitations, potagers
A1	2,350	191	15,7	2 (4 209 ; 2 779)	2 (415 ; 1 677)	7	Habitations, potagers
A2	11,119	140	6,3				Habitations, potagers

Tableau II-3 : Description de l'habitat physique des sites étudiés.

	Largeur (m)	Profondeur (m)	Macrophytes aquatiques	Bryophytes	Couverture végétale (%)	Composition du substrat (%)				
						Pierres, galets	Graviers	Sable	Argile, boue, vase	Litière
SN1	1,0±0,3	0,13±0,03	-	-	50-70	55	36	1	-	8
SN2	1,5±0,5	0,21±0,11	-	-	70-90	50	18	20	2	10
R1	0,8±0,2	0,27±0,07	-	-	70-90	76	15	5	-	4
R2	1,4±0,4	0,14±0,05	+	+	30-50	50	5	13	8	24
G1	0,7±0,2	0,13±0,05	-	-	70-90	61	25	4	-	8
G2	1,1±0,3	0,23±0,07	-	-	30-50	50	13	25	-	12
T1	1,2±0,3	0,14±0,05	-	-	70-90	13	83	1	-	3
T2	1,6±0,7	0,22±0,05	-	-	70-90	-	38	12	12	38
Ve1	0,7±0,2	0,12±0,04	-	+	50-70	43	52	5	-	-
Ve2	1,5±0,5	0,23±0,10	-	-	70-90	40	25	20	5	10
Vi1	1,0±0,3	0,12±0,06	+	+	50-70	50	15	8	27	-
Vi2	1,2±0,2	0,18±0,06	-	-	50-70	37	37	3	22	1
M1	1,5±0,5	0,19±0,08	-	-	70-90	35	12	24	29	-
M2	1,8±0,4	0,28±0,12	+	+	70-90	80	15	5	-	-
A1	1,2±0,5	0,23±0,10	-	-	50-70	37	12	25	14	12
A2	3,0±1,0	0,22±0,12	+	+	30-50	37	25	27	2	9

I.3.2 Mesures de protection

A l'heure actuelle, le département des Deux-Sèvres et notamment le pays de Gâtine fait l'objet d'une attention particulière avec la mise en place de zones Natura 2000 et ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique) (Figure II-3).

Le réseau Natura 2000 est un réseau européen de sites naturels protégés. Il a pour objectif de préserver la biodiversité, notamment dans l'espace rural et forestier. Il est composé des sites relevant des directives «Oiseaux » (1979) et «Habitats » (1992). Natura 2000 vise à assurer la protection de sites européens, sans pour autant bannir toute activité humaine. Le but est de promouvoir une gestion adaptée des habitats naturels et des habitats de la faune et de la flore sauvages, tout en respectant les exigences économiques, sociales et culturelles ainsi que les particularités régionales et locales de chaque état membre. Une importance particulière est accordée aux concertations avec les propriétaires et les gestionnaires locaux avant de définir la liste des sites susceptibles de faire partie du réseau. Un document d'objectif qui définit les orientations de gestion et les moyens financiers est rédigé pour chaque site. Deux des ruisseaux choisis dans le cadre de ce travail sont classés comme des sites Natura 2000. Il s'agit (i) du Thouet amont et (ii) du Magot (Fiches FR5400442 et FR5400441, <http://natura2000.environnement.gouv.fr/sites>). Ces deux sites ont été sélectionnés car ils sont considérés comme remarquables par la présence de l'écrevisse à pattes blanches (i) sur un réseau de ruisseaux interconnectés dans le cas du Thouet amont et (ii) sur la totalité du lit mineur (7 km) pour le Magot. La présence du chabot (*Cottus gobio*) et surtout de la lamproie de Planer (*Lampetra planeri*), tous les deux en effectifs dispersés, ajoutent de l'intérêt à ces sites.

L'inventaire ZNIEFF est un programme initié par le ministère de l'Environnement et mené depuis 1982 par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Il correspond au recensement d'espaces naturels terrestres remarquables et comprend deux types de ZNIEFF. Les ZNIEFF de type I, de superficie réduite, sont des espaces homogènes d'un point de vue écologique et qui abritent au moins une espèce et/ou un habitat rare(s) ou menacé(s) d'intérêt aussi bien local que régional, national ou européen. Les ZNIEFF de type II sont constituées de grands ensembles naturels, riches et peu modifiés, offrant des potentialités biologiques importantes. Dans cette étude, deux sites ZNIEFF de type I ont été considérés. Le premier sur le Thouet est répertorié sous le numéro 875 et le second sur le ruisseau de la Rourie est enregistré sous le numéro 095.

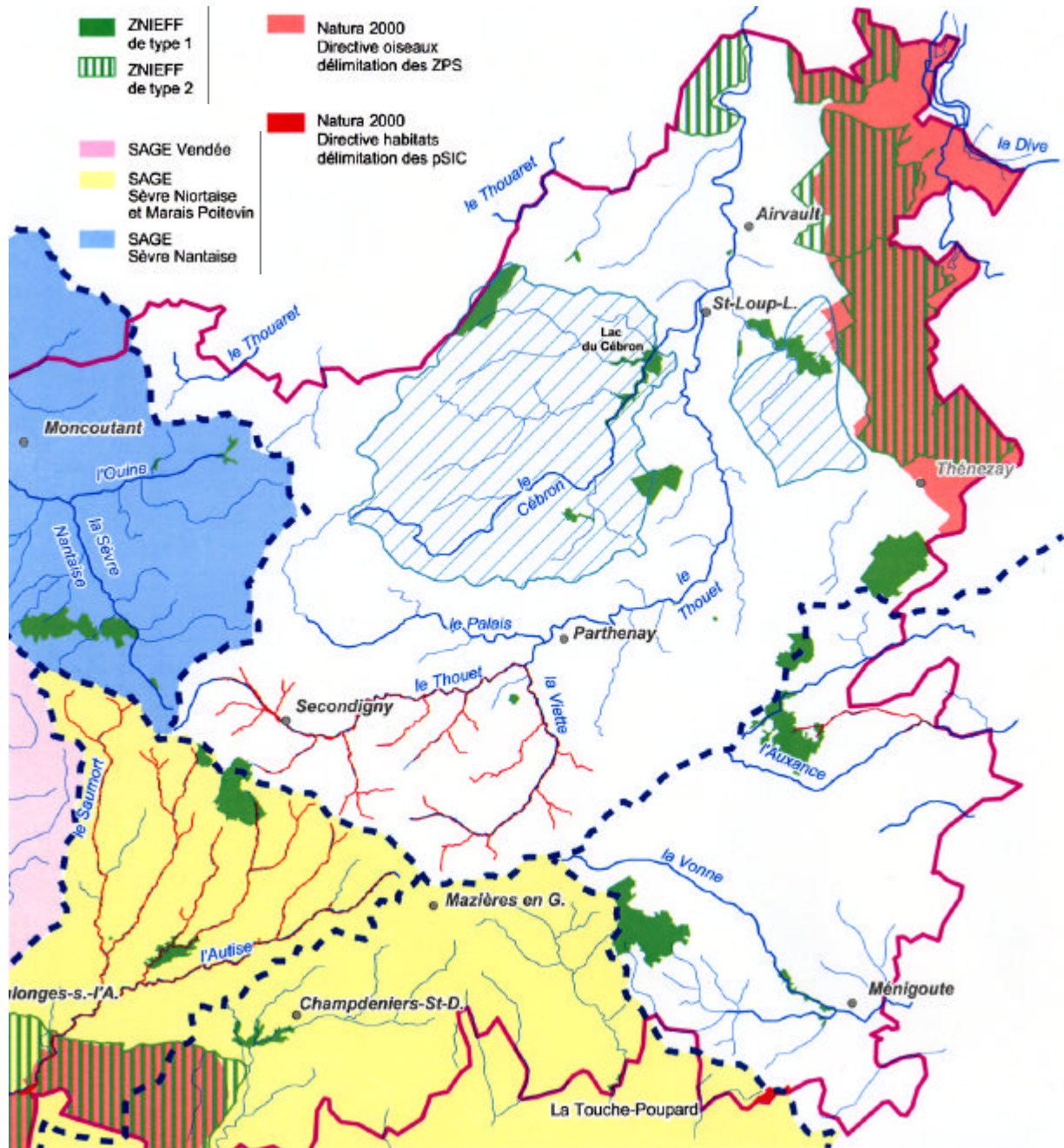


Figure II-3 : Sites Natura 2000 (ruisseaux colorés en rouge) et zones ZNIEFF dans le pays de Gâtine. (Source : Pays de Gâtine).

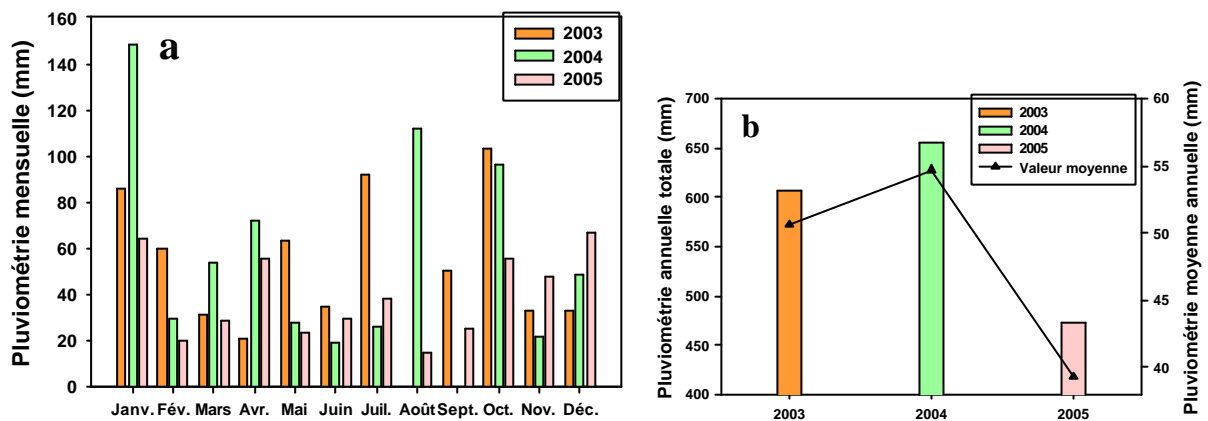
I.4 Données climatiques et hydrologiques

I.4.1 Données pluviométriques

La Gâtine est sous l'influence d'un climat océanique dégradé. A la différence d'un climat océanique classique, caractérisé par des hivers doux (10°C en moyenne) et humides avec des pluies intermittentes et des étés plus secs et relativement frais (< 23°C), un climat océanique

dégradé subit des influences continentales. Elles se traduisent d'une part, par des températures plus froides en hiver et plus chaudes en été et d'autre part, par des précipitations irrégulières tout au cours de l'année.

Sur la période de prélèvement de novembre 2002 à septembre 2004, nous avons enregistré une température moyenne de l'air de $12,5 \pm 7,4^\circ\text{C}$ avec une gamme comprise entre -9°C (décembre 2002) et 35°C (août 2003). Les données de pluviométrie sur le bassin hydrographique du Clain pour les trois années 2003, 2004 et 2005 sont présentées dans les figures II-4a et b. Ces valeurs ont été mesurées à Saint-Martin du Fouilloux à proximité du Magot et de l'Auxance. Il est important de noter que les mois d'août 2003 et de septembre 2004 n'ont connu aucun jour de pluie.



Figures II-4a et b : Pluviométrie mensuelle (a), annuelle totale et moyenne annuelle (b) sur les trois années d'étude 2003, 2004 et 2005 sur le bassin hydrographique du Clain.

I.4.2 Mesure de débits

Une mesure de débits à l'étiage sur l'ensemble des 16 sites étudiés a été effectuée début juillet 2005 à l'aide d'un moulinet OTT N°105115 type C2 « 10.150 » et d'une hélice de 30 mm. Le tableau II-4 rassemble les valeurs obtenues.

Tableau II-4 : Mesure des débits à l'étiage en juillet 2005 sur l'ensemble des 16 sites étudiés.

Sites	Débits à l'étiage (L/s)	Sites	Débits à l'étiage (L/s)
SN1	8,80	Ve1	4,02
SN2	27,02	Ve2	9,03
R1	7,57	Vi1	2,51
R2	15,49	Vi2	7,57
G1	1,39	M1	Asséché
G2	14,14	M2	9,10
T1	5,91	A1	Asséché
T2	13,95	A2	9,24

I.5 Description des stations étudiées

I.5.1 Bassin du Thouet

Le bassin versant du Thouet s'étend sur une superficie de 3396 km². D'un point de vue géologique, ce bassin se divise en différents grands ensembles. A l'ouest, les terrains granitiques primaires du massif armoricain qui s'étendent jusque dans la vallée du Thouet et qui sont constitués de roches éruptives et métamorphiques, recouvertes dans la partie est par les terrains sédimentaires du bassin parisien. Du sud au nord, les couches sédimentaires passent de la rive droite du Thouet sur la rive gauche et gagnent l'ensemble du massif armoricain contenu dans le bassin. Elles recouvrent l'ensemble de la partie nord du bassin versant où affleurent les terrains sédimentaires les plus récents (tertiaires et alluvions).

Le relief du bassin laisse apparaître une pente naturelle du sud vers le nord, avec des hauteurs de l'ordre de 240 m dans la commune de Secondigny (au sud) à une trentaine de mètres dans la zone bordant la Loire. Les hauteurs délimitant le bassin versant varient dans le même ordre de grandeur. L'impluvium est davantage étalé à l'ouest qu'à l'est du cours d'eau. Ainsi, les crêtes de Gâtine (à l'ouest) revêtent une importance toute particulière dans l'hydrologie de ce bassin.

Dans ce travail, nous nous sommes uniquement intéressés au bassin versant amont du Thouet qui s'étend sur une surface de 185 ha dans le département des Deux-Sèvres et qui fait l'objet de l'application d'un document d'objectifs Natura 2000. Le tableau II-5 présente une description générale du site Natura 2000 du haut bassin du Thouet. Ainsi, les ruisseaux de ce bassin coulent préférentiellement dans des paysages bocagers caractéristiques de la Gâtine.

Tableau II-5 : Description générale du site Natura 2000 du Thouet amont. (D'après fiche Natura 2000 : FR5400442).

Prairies semi-naturelles humides, Prairies mésophiles	50%
Forêts caducifoliées	15%
Eaux douces intérieures (stagnantes et courantes)	8%
Terres arables	8%
Cultures céréalières extensives	7%
Prairies améliorées	5%
Plantations d'arbres (Vergers, Vignes)	5%
Forêt artificielle en monoculture	2%

NB : le terme prairie mésophile désigne une prairie où le gradient humidité-sécheresse des sols est moyen.

Trois cours d'eau du bassin versant du Thouet ont été prospectés dans cette étude : (i) le Thouet lui-même, (ii) la Verdonnière et (iii) la Viette.

I.5.1.1 Le Thouet

Le Thouet prend sa source dans la commune du Beugnon (Deux-Sèvres) à une altitude de 225 m et s'écoule sur une distance de 152 km en traversant trois départements : les Deux-Sèvres, la Vienne et le Maine-et-Loire avant de confluer avec la Loire en rive gauche à Saumur. Le Thouet possède quatre affluents principaux : le Cébron, le Thouaret, l'Argenton et la Dive. Notre étude s'est concentrée sur deux sites de la commune de Secondigny. Le site 1 au lieu dit de « La Furgerie » (T1) (ZNIEFF de type I, numéro : 875) et le site 2 au lieu-dit du « Moulin de la Touche » (T2) sont respectivement situés à 1,442 et 3,345 km des sources. L'altitude n'excède pas 207 m pour la station la plus amont abritant une population d'*A. pallipes* et 189 m pour la station 2 ; les pentes sont respectivement de 9,3 et 2,1%. Trois étangs sont localisés au niveau des sources mais aucun n'est directement raccordé au cours d'eau entre les deux stations. Les deux sites présentent deux berges boisées et la ripisylve ombrage ainsi 70 à 90% du lit du cours d'eau. La végétation y est principalement composée d'arbres à feuilles caduques comme les aulnes (*Alnus* sp.) et les noisetiers (*Corylus avellana*). Les macrophytes aquatiques et les bryophytes sont absents des deux stations. Le lit du Thouet est peu large ($1,2 \pm 0,3$ m et $1,6 \pm 0,7$ m, respectivement sur T1 et T2) et peu profond ($0,14 \pm 0,05$ m et $0,22 \pm 0,05$ m) sur les deux stations. Les graviers représentent l'habitat prédominant (83%) sur la station à *A. pallipes* alors que la litière et les graviers codominent (38% chacun) sur le site aval qui est totalement dépourvu de pierres et galets.

La figure II-5a présente l'occupation des sols détaillée à proximité de nos sites de prélèvements sur le Thouet. Au niveau des sources, les zones de cultures sont dominantes alors qu'entre «La Furgerie» et le «Moulin de la Touche» les pâturages sont caractéristiques du paysage. Peu d'habitations ont été répertoriées entre les deux sites. La présence de vergers (pommeraies) est à notée à proximité du site aval.

I.5.1.2 La Verdonnière

La Verdonnière est un petit affluent (3,700 km) en rive droite du Thouet qui prend sa source sur la commune d'Azay sur Thouet à une altitude de 177 m. Le site abritant la population d'*A. pallipes* à «La Fortière» (Ve1) et le site aval à «La Verdonnière» (Ve2) sont respectivement localisés à 0,523 et 3,525 km des sources. Les sites Ve1 et Ve2 sont respectivement à une altitude de 199 et 159 m et présentent des pentes de 34,7 et 9,3%. Deux petits étangs sont localisés au niveau des sources tandis que quatre autres beaucoup plus grands, se répartissent entre les points 1 et 2. Sur la station abritant *A. pallipes*, seule la rive droite est boisée et des noisetiers (*Corylus avellana*) s'y rencontrent principalement. Le site dépourvu d'écrevisse présente des rives entretenues avec une strate arborée de part et d'autre du ruisseau principalement constituée d'aulnes (*Alnus* sp.). La ripisylve couvre ainsi 50-70% et 70-90% du lit du cours d'eau, sur les sites 1 et 2 respectivement. Les macrophytes aquatiques sont absents des deux stations et des bryophytes ont été recensés uniquement au niveau de la population d'*A. pallipes*. La Verdonnière est très peu large sur le point amont ($0,7\pm 0,2$ m) et très peu profonde ($0,12\pm 0,04$ m) ; sur le point aval, la largeur et la profondeur sont deux fois plus importantes. L'habitat de la station Ve1 est très majoritairement composé de pierres et galets et de graviers (43% et 52% respectivement). Sur la station aval, les pierres et galets sont aussi majoritaires (40%) mais les graviers et le sable sont également bien représentés (25% et 20% respectivement).

La figure II-5b montre l'occupation des sols à proximité immédiate de la Verdonnière. Le ruisseau est essentiellement entouré par des prairies bocagères et quelques cultures. Peu d'habitations sont à proximité du ruisseau mais de nombreuses avicultures sont établies dans un périmètre proche de nos stations de prélèvement.

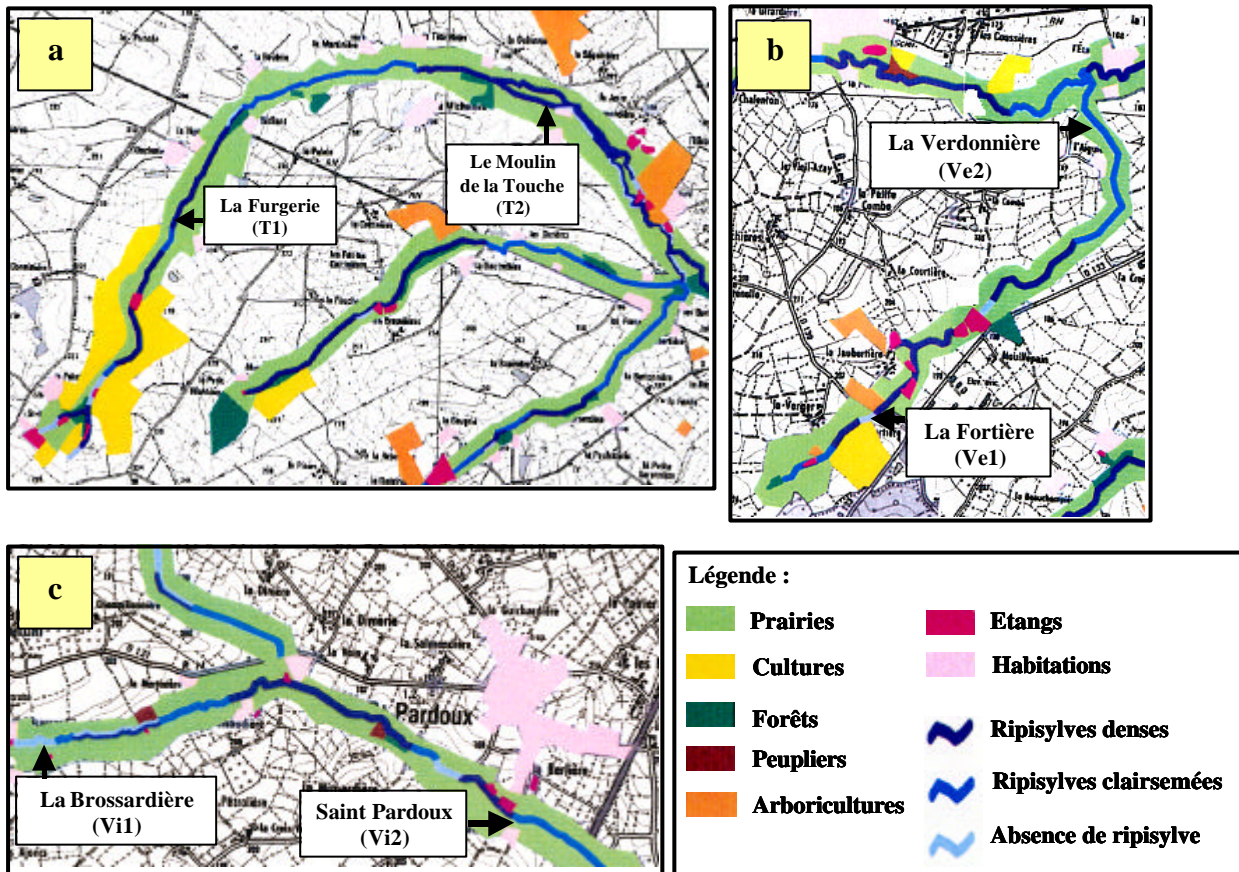
Au cours de l'étude, nous n'avons jamais recensé d'écrevisses à pattes blanches sur le site amont de «La Fortière». Cependant, le CSP reste formel quant à la présence de cette espèce sur cette zone. Notons également qu'au cours des mois d'août et de septembre 2005, une rupture d'écoulement a été observée sur le site Ve2.

I.5.1.3 La Viette

La Viette prend sa source sur la commune de Saint Pardoux à une altitude de 201 m et parcourt une distance totale de 17,200 km avant de confluer en rive droite avec le Thouet. Le site amont qui abrite la population d'écrevisses à pattes blanches est situé à « La Brossardière » (Vi1) à une altitude de 197 m. Vi1 est très proche des sources (60 m) et présente une pente de 34,7%. Le site sans écrevisse (Vi2) se situe sur la commune de Saint Pardoux à une altitude de 173 m, à une distance de 2,884 km des sources et présente une pente de 9,3%. Un seul étang de surface très réduite est localisé au niveau des sources et deux autres de taille plus importante, entre les deux sites prospectés. Sur la station amont seule la rive droite est boisée alors que sur la station aval les deux le sont. Cependant le pourcentage d'ombre apporté par la ripisylve est le même sur les deux sites (50-70%). Sur les deux stations, la végétation est principalement composée d'aulnes (*Alnus* sp.). Les macrophytes aquatiques et les bryophytes sont uniquement présents sur la station pourvue d'*A. pallipes*. Les deux stations de la Viette sont peu larges ($1,0 \pm 0,3$ m et $1,2 \pm 0,2$ m, respectivement pour Vi1 et Vi2) et peu profondes ($0,12 \pm 0,06$ m et $0,18 \pm 0,06$ m). Sur le site abritant *A. pallipes*, l'habitat est principalement composé de pierres et galets (50%). Cependant, l'argile, la boue et la vase sont aussi une fraction non négligeable du substrat de ce site (27%). En effet, le site de « La Brossardière » est particulièrement colmaté à cause de la présence de bovins qui s'abreuvent directement dans le ruisseau. Sur le site aval, les pierres et galets et les graviers sont les substrats majoritaires (37% chacun).

La figure II-5c montre l'occupation des sols autour des stations étudiées. Des prairies bocagères et des peupleraies se retrouvent principalement en bordure de notre zone d'étude sur la Viette.

Des ruptures d'écoulement ont été observées sur le point Vi2 à Saint Pardoux pendant les mois d'août et de septembre 2003, 2004 et 2005.



Figures II-5a, b, et c: Plan d'occupation des sols à proximité des sites de prélèvements (a) du Thouet, (b) de la Verdonnière et (c) de la Viette. (Document CERA Environnement).

I.5.2 Bassin de la Sèvre Nantaise (Zone amont)

Le bassin hydrographique de la Sèvre Nantaise s'étend sur une superficie de 2493 km² sur les terrains granitiques du massif armoricain. La Sèvre Nantaise prend sa source sur la commune du Beugnon à une altitude de 217 m et se jette dans la Loire à Nantes après avoir parcouru 136 km successivement dans les départements des Deux-Sèvres, de la Vendée, du Maine-et-Loire et de la Loire-Atlantique. La Sèvre Nantaise possède quatre affluents principaux : l'Ouin, la Moine, la Sanguèze et le Maine. Nos travaux se sont concentrés sur la partie très amont de la Sèvre Nantaise sur la commune de Vernoux en Gâtine. Le site avec *A. pallipes* (SN1) est situé au lieu dit «Les Mousinières » à 0,891 km des sources et à une altitude de 194 m. Le site dépourvu d'écrevisse à pattes blanches (SN2) est localisé au « Moulin Vieux » à 2,750 km des sources et à une altitude de 185 m. Les sites SN1 et SN2 présentent une pente de 7,5‰ et 2,2‰ respectivement. Quatre étangs de surfaces assez importantes se trouvent au niveau des sources et un autre de grande taille est situé sur le cours d'eau entre les deux points de prélèvement. Sur SN1, seule la rive gauche est boisée (aubépine

(*Crataegus oxyacantha*), chêne (*Quercus* sp.), aulne (*Alnus* sp.)) et ombrage 50-70% du lit du cours d'eau. Sur SN2, les deux rives sont boisées par les aulnes (*Alnus* sp.) essentiellement et portent de l'ombre sur 70-90% du lit de la rivière. Les macrophytes aquatiques et les bryophytes sont absents sur les deux sites. Les pierres et galets sont les éléments majoritaires sur les deux sites SN1 et SN2 (55% et 50% respectivement). Les graviers représentent la quasi-totalité des autres substrats de la station amont (36%) tandis que sur la station aval, le sable (20%) est le second substrat majoritaire. Les deux stations SN1 et SN2 sont peu larges ($1,0\pm 0,3$ m et $1,5\pm 0,5$ m respectivement pour SN1 et SN2) et peu profondes ($0,13\pm 0,03$ m et $0,21\pm 0,11$ m).

En ce qui concerne l'occupation des sols, des pâtures et une pommeraie bordent le site amont alors que le site aval est entouré par des pâturages et des habitations.

I.5.3 Bassin de la Sèvre Niortaise

Le bassin de la Sèvre Niortaise couvre une superficie de 1362 km². Il s'étend sur les terrains granitiques du sud du massif armoricain qui se composent de roches essentiellement métamorphiques. La Sèvre Niortaise, qui prend sa source dans les Deux-Sèvres et parcourt 165 km au travers du marais poitevin avant de confluer avec l'Anse à Aiguillon (Vendée), n'a pas été prospectée lors de cette étude. Deux ruisseaux de ce bassin, (i) la Rourie et (ii) le Gâtineau, ont été échantillonnés.

I.5.3.1 La Rourie

La Rourie est un petit ruisseau d'une longueur totale de 3,760 km qui prend sa source dans la commune du Beugnon à une altitude de 207 m et conflue en rive gauche avec le Fenioux. La station avec *A. pallipes* (R1) se situe dans le bois de la Boucherie au lieu-dit du «Pichot» à une altitude de 186 m et à 0,732 km des sources (ZNIEFF de type I, numéro : 095). Le site sans écrevisses à pattes blanches (R2) est à 3,703 km des sources au lieu-dit du «Moulin Neuf» à une altitude de 124 m. Les sites R1 et R2 présentent respectivement des pentes de 29,5‰ et 10,0‰. Un étang est situé au niveau des sources et deux autres entre les points 1 et 2. Sur R1, les deux rives sont boisées et couvrent 70-90% du lit du cours d'eau. La végétation est essentiellement composée de sapins (*Abies* sp.), de frênes (*Fraxinus* sp.), d'épicéas (*Picea abies*), d'aulnes (*Alnus* sp.) et de noisetiers (*Corylus avellana*); de nombreux racinaires sont présents dans le ruisseau. Sur R2, les deux berges sont également boisées mais

de façon clairsemée et ne portent de l'ombre que sur 30-50% du lit de la rivière. Les aulnes (*Alnus* sp.) sont très majoritaires. Les macrophytes aquatiques et les bryophytes ne sont présents que sur la station R2. Sur les deux sites, les pierres et galets sont le substrat le plus représenté (76% et 50% respectivement pour R1 et R2). Sur R1, les graviers sont le second substrat le plus abondant (15%) alors que sur R2, il s'agit des litières organiques (24%). Le site aval est environ deux fois plus large que le site amont ($1,4 \pm 0,4$ m contre $0,8 \pm 0,2$ m pour R1) mais deux fois moins profond ($0,14 \pm 0,05$ m contre $0,27 \pm 0,07$ m pour R1). Il faut noter que deux écrevisses américaines (*Orconectes limosus*) ont été prélevées sur le site du « Moulin Neuf » au mois d'août 2003. Cependant, les pêches à la main et à l'aide de nasses des étés suivants n'ont pas permis de confirmer la présence de cette espèce sur ce site.

La station du « Pichot » abritant *A. pallipes* est dans une zone forestière mais, une exploitation agricole est localisée en amont de la station. Le site R2 est à proximité directe d'une ferme où les animaux de basse cours et les bovins s'abreuvent directement dans le ruisseau.

1.5.3.2 Le Gâtineau

Le Gâtineau est un ruisseau de 4,540 km de long qui prend sa source à une altitude de 211 m dans la forêt domaniale de Secondigny. Il conflue en rive droite avec la Miochette. La station abritant des écrevisses à pattes blanches (G1) se situe à « La Frémaudière » à une altitude de 199 m à 0,453 km des sources. La station sans *A. pallipes* (G2) est située à proximité du lieu-dit de « L'Embruinière » à une altitude de 137 m et à une distance de 2,450 km des sources. Les sites G1 et G2 ont respectivement des pentes de 25,3‰ et 5,0‰. Un étang est situé au niveau des sources mais aucun n'est répertorié entre les deux stations G1 et G2. Pour la végétation, les macrophytes aquatiques et les bryophytes sont absents sur les deux sites. Sur la station de « La Frémaudière », les deux berges sont boisées par des aulnes (*Alnus* sp.) et des frênes (*Fraxinus* sp.) essentiellement et ombragent ainsi 70-90% du lit du ruisseau. En amont de cette station, le ruisseau, dont les berges ont été déboisées, traverse une prairie pâturée par des bovins qui ont un accès direct au cours d'eau pour s'abreuver. Pour la station aval, seule la rive droite est boisée (aubépine (*Crataegus oxyacantha*), frêne (*Fraxinus* sp.)). Sur les deux stations, les pierres et galets sont le substrat majoritaire (61% et 50% respectivement sur G1 et G2). Sur la station amont, les graviers sont le second substrat prépondérant (25%) alors que sur la station aval il s'agit du sable (25%). Les deux sites présentent un lit peu large ($0,7 \pm 0,2$ m et $1,1 \pm 0,3$ m, respectivement sur G1 et G2) et peu profond ($0,13 \pm 0,05$ m et $0,23 \pm 0,07$ m).

En ce qui concerne l'occupation des sols à proximité directe du ruisseau, les deux sites de prélèvement sont entourés de zones de pâturage et de fermes.

I.5.4 Bassin du Clain

Le bassin hydrographique du Clain constitue un sous ensemble du bassin hydrographique de la Vienne qui couvre 21 052 km². Le bassin du Clain traverse des sols cristallins au sud et des formations sédimentaires au nord. Le Clain en lui-même n'a pas été prospecté lors de cette étude. Deux ruisseaux, (i) le Magot et (ii) l'Auxance, ont été échantillonnés.

I.5.4.1 Le Magot

Le Magot est remarquable puisqu'il fait l'objet d'un document d'objectifs Natura 2000. Il prend sa source sur la commune de Vasles dans le bois du Magot à une altitude de 178 m. Le Magot parcourt 7,150 km avant de confluer en rive gauche avec l'Auxance. Le tableau II-6 présente une description générale du site Natura 2000 du Magot qui coule préférentiellement dans des zones de bocage et de forêt. Le site le plus amont (M1) est situé au lieu-dit « La Pilière » à une distance de 2,333 km des sources. Le site le plus aval (M2) est à 6,307 km des sources au lieu-dit « Touchebure » et abrite aussi *A. pallipes*. L'altitude n'excède pas 161 m et 148 m sur les sites M1 et M2 respectivement. Quant à la pente du ruisseau, elle est de 2,3‰ sur la station amont et 9,1‰ sur la station aval. Deux étangs dont un d'une taille relativement importante (13 030 m²) sont localisés dans la zone des sources. Un seul étang a été répertorié entre les deux sites étudiés. Les macrophytes aquatiques et les bryophytes ne sont présents que sur la station de « Touchebure ». Les deux berges sont boisées sur les deux sites M1 et M2 et offrent ainsi 70-90% d'ombre au cours d'eau. La végétation est majoritairement composée d'aulnes (*Alnus* sp.), de frênes (*Fraxinus* sp.) et de châtaigniers (*Castanea sativa*). Les pierres et galets sont majoritaires sur les deux stations mais avec une proportion bien plus importante (80%) sur M2 que sur M1 (35%). Sur la station M1, la fraction de substrat composée d'argile, de boue et de vase représente une part importante (29%) car un recalibrage du ruisseau a été effectué en amont de cette station. Le site de « La Pilière » a connu d'importantes ruptures d'écoulement au cours des étés 2003, 2004 et 2005. Durant le mois d'août 2003, la période d'assec a entraîné la disparition des écrevisses à pattes blanches sur cette station. Des cadavres d'écrevisses ont été observés sur les berges.

Cependant, la station M1 a été considérée comme site avec *A. pallipes* dans l'analyse et la présentation des résultats.

En ce qui concerne l'occupation des sols, les deux stations de prélèvement sur le Magot sont entourées par des habitations éparses, des zones de pâturage et de potagers (Figures II-6a et b).

Tableau II-6 : Description générale du site Natura 2000 du Magot. (D'après fiche Natura 2000 : FR5400441).

Prairies semi-naturelles humides, Prairies mésophiles	50%
Forêts caducifoliées	25%
Forêts mixtes	14%
Eaux douces intérieures (stagnantes et courantes)	7%
Cultures céréalières extensives	3%
Autres terres arables	1%

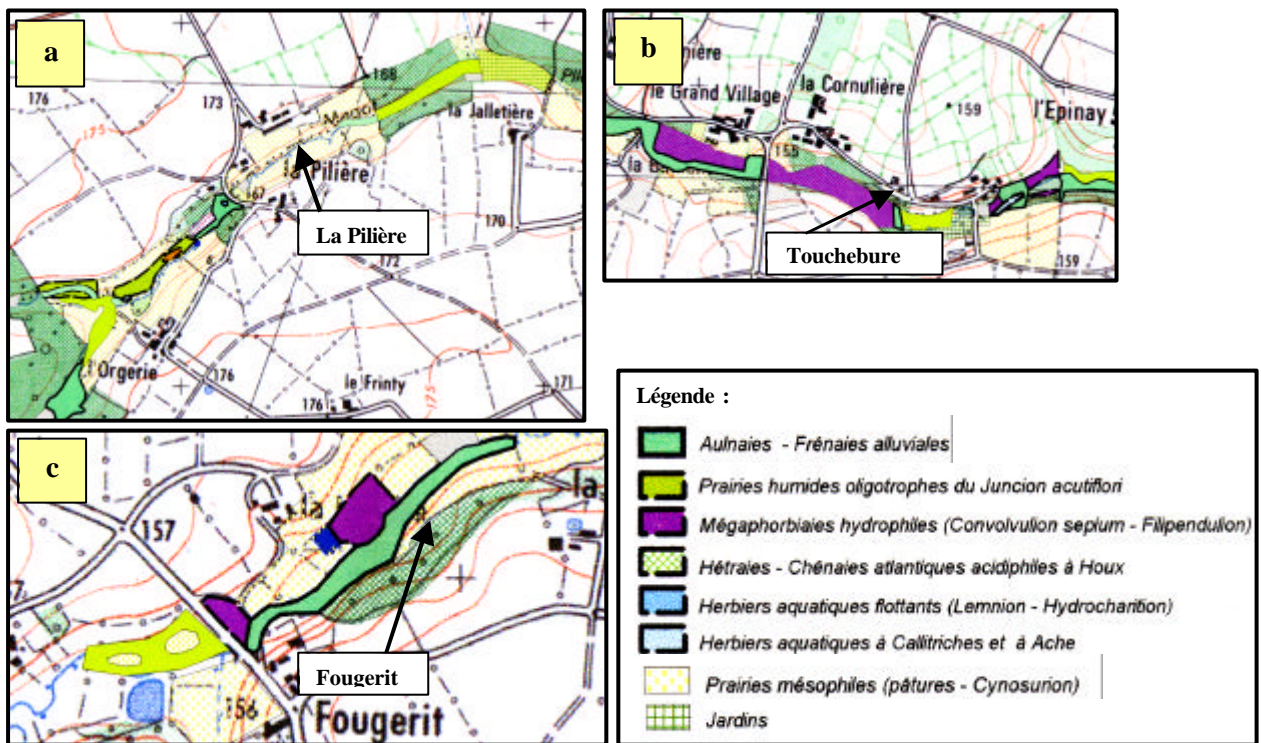
NB : le terme prairie mésophile désigne une prairie où le gradient humidité-sécheresse des sols est moyen.

1.5.4.2 L'Auxance

L'Auxance prend sa source sur la commune de Saint-Martin-du-Fouilloux à une altitude de 246 m et parcourt 63,400 km avant de confluer en rive gauche avec le Clain sur la commune de Chasseneuil-du-Poitou (Vienne). L'Auxance est dépourvue d'écrevisse à pattes blanches sur les deux sites échantillonnés. Le point le plus en amont (A1) est situé sur la commune de Saint-Martin-du-Fouilloux au lieu-dit du «Bourg » à une altitude de 191 m et à une distance de 2,350 km des sources. Le point le plus en aval (A2) est situé au lieu-dit «Fougerit » à 11,119 km des sources et à une altitude de 140 m. Les pentes sont respectivement de 15,7‰ et de 6,3‰ sur les sites A1 et A2. Deux étangs sont présents en zone de source et deux autres, de surface moindre, entre les deux stations amont et aval. Les macrophytes aquatiques et les bryophytes ne sont présents que sur la station la plus en aval. Sur les stations A1 et A2, les deux berges sont boisées mais la végétation, plus espacée sur A2, n'offre que 30-50% d'ombre au cours d'eau contre 50-70% sur le site A1. Sur les deux stations, la végétation est essentiellement composée d'aulnes (*Alnus* sp.) et de frênes (*Fraxinus* sp.). La station A2 est près de trois fois plus large que la station A1 (1,2±0,5 m et 3,0±1,0 m respectivement sur A1 et A2) mais de même profondeur (0,23±0,10 m et 0,22±0,12 m). En ce qui concerne la composition du substrat, les fractions pierres et galets et sable sont majoritaires et présentent

des proportions relatives sensiblement identiques. Il faut noter que des écrevisses turques (*Astacus leptodactylus*) ont été observées sur le site aval de l'Auxance.

Les deux sites échantillonnés sont entourés par des habitations plus ou moins éparées et par de nombreux jardins potagers. La figure II-6c présente l'occupation des sols aux abords de la station de la «Fougerit ».



Figures II-6a, b, et c : Plan d'occupation des sols à proximité des sites de prélèvements (a) du site 1 du Magot, (b) du site 2 du Magot et (c) du site 2 de l'Auxance. (Document Ouest-Aménagement).

II PROTOCOLES EXPERIMENTAUX

II.1 Etude de la qualité physico-chimique des eaux

II.1.1 Echantillonnage

De novembre 2002 à septembre 2004, 28 campagnes de prélèvements d'eau sur les sites étudiés ont été réalisées. De novembre 2002 à novembre 2003, les prélèvements ont été effectués de façon bi-mensuelle puis de façon mensuelle jusqu'en septembre 2004. Sur

chaque site, 2 L d'eau ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène puis transportés dans des glacières jusqu'au laboratoire et stockés à 4°C dans une chambre froide.

II.1.2 Mesures effectuées

Le tableau II-7 résume l'ensemble des analyses réalisées sur les eaux ainsi que les méthodes utilisées. Vingt-trois paramètres physico-chimiques ont été mesurés sur chaque échantillon lors des campagnes de prélèvement. Les six premiers paramètres présentés dans le tableau II-7 ont été mesurés sur le terrain lors des prélèvements alors que les autres ont été analysés au Laboratoire de Chimie de l'Eau et de l'Environnement (LCEE). Certains paramètres (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl, TH, TAC, MES) ont été mesurés selon des protocoles normalisés de l'Association Française de Normalisation (AFNOR) ; les références des normes étant fournies dans le tableau II-7.

Au laboratoire, un volume de 500 mL d'échantillon a été filtré (filtres en fibres de verre 1,2 μm , Whatman GFC) afin de procéder aux dosages des MES, des principaux cations minéraux (Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Si^{4+}) et des principaux anions minéraux (NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl). Les mesures de TAC, TH, COT, NH_4^+ , UV 254 nm et Fluo ont été réalisées sur les échantillons bruts non filtrés.

Des thermomètres enregistreurs «Stow Away TidbiT Temp Logger Recording » (Prosensor) ont aussi été placés sur chaque site de fin avril à fin octobre en 2003, 2004 et 2005 afin d'enregistrer la température de l'eau toutes les 30 minutes. Les données ont été récupérées et traitées à l'aide du logiciel BoxCar Pro 4.

Sur l'ensemble des 28 prélèvements, les concentrations en NO_2^- ont toujours été inférieures au seuil de détection de l'appareil (0,4 mg/L). De ce fait, aucune valeur de teneur en NO_2 ne sera présentée dans les résultats.

Afin d'alléger la présentation, les charges des anions et des cations minéraux ne seront plus précisées dans la suite de ce rapport.

Tableau II-7 : Paramètres mesurés sur les échantillons d'eau prélevés.

Paramètres et unités	Abréviations	Méthodes et techniques analytiques
Hauteur d'eau (cm)	Haut	Mètre ruban positionné toujours au même endroit
Température de l'eau (°C)	T	Sonde de température WTW Sen Tix 41
pH	pH	Potentiométrie / sonde WTW Sen Tix 41
Conductivité (µS/cm)	Cond	Potentiométrie / sonde WTW TetraCom 325
Potentiel Redox (mV)	E	Potentiométrie / sonde WTW Sen Tix ORP
Oxygène dissous (mg/L)	O ₂	Potentiométrie / sonde WTW CelloX 325
Turbidité (NTU)	Turb	Spectrophotomètre de terrain HACH Pocket Turbidimeter Cat. No. 52600-00
Azote ammoniacal (µg/L)	NH ₄	Norme NF T90 – 015 Formation en milieu alcalin d'un composé de type indophénol et mesure spectrométrique à 630 nm avec une cuve en verre de trajet optique 1 cm
Nitrites (mg/L)	NO ₂	Norme NF T90 – 042
Nitrates (mg/L)	NO ₃	Dosage par chromatographie ionique en utilisant une colonne VYDAC (302 IC 4.6) contenant une résine anionique. La phase mobile est une solution d'acide o-phthalique (0,49 g/L) ramenée à pH 4,9 avec du tétraborate de di-sodium. La détection se fait par conductimétrie.
Sulfates (mg/L)	SO ₄	
Chlorures (mg/L)	Cl	
Dureté totale (mgCaCO ₃ /L)	TH	Norme NF T90 – 003 Dosage des ions calcium et magnésium avec de l'EDTA (0,01 M) à pH 10 en utilisant le noir d'ériochrome comme indicateur coloré.
Alcalinité (mgCaCO ₃ /L)	TAC	Norme NF T90 – 036 Dosage des ions bicarbonates avec de l'acide sulfurique (0,04 M) en utilisant le rouge de méthyl comme indicateur coloré.
Sodium (mg/L)	Na	Dosage par ICP (Torche à Plasma)
Potassium (mg/L)	K	Utilisation d'un Optima 4003 DV – Perkin Elmer.
Magnésium (mg/L)	Mg	L'échantillon sous forme liquide et acidifié à l'acide nitrique (2%) passe dans une torche à plasma à 10 000°K qui casse les molécules et ionise les atomes.
Calcium (mg/L)	Ca	
Silicium (mg/L)	Si	
Matières en suspension (mg/L)	MES	Norme NF T90 – 105 Filtration de 500 mL de l'échantillon sur filtre de verre (0,45 µm). Pesée du filtre avant filtration et après filtration et séchage à l'étuve à 150°C.
Carbone Organique Total (mgC/L)	COT	Dégazage de l'échantillon puis oxydation catalytique à 670°C par un COT-mètre Shimazu TOC 5000 A.
Absorbance UV à 254 nm (cm ⁻¹)	UV254	Mesure de l'absorbance UV à 254 nm avec un spectrophotomètre SAFAS Double Energy System 190 et une cuve en quartz de trajet optique de 1cm.
Intensité de Fluorescence (coups par seconde) (c.p.s.)	Fluo	Mesure du spectre d'émission de l'échantillon soumis à une longueur d'onde d'excitation de 370 nm à 20°C avec un spectrophotomètre FluoroMax-2et une cuve en quartz de trajet optique 1 cm.

En plus des paramètres présentés dans le tableau II-7, deux campagnes d'analyses de produits phytosanitaires ont été réalisées en octobre 2003 et juin 2004 après des épisodes pluvieux sur l'ensemble de nos sites d'étude. Différentes molécules ont été dosées en accord avec les résultats de l'enquête effectuée par la chambre d'agriculture des Deux-Sèvres au près des agriculteurs et éleveurs du pays de Gâtine. A l'exception de deux sites sans *A. pallipes* (T2 et Ve2) qui ont présenté de fortes concentrations en pesticides, seuls des herbicides (déséthyl-atrazine, atrazine, métazachlore, alachlore) ont été trouvés à l'état de traces sur quelques autres stations (SN1, SN2, R1, R2, A2, M2). Le site T2 a montré une concentration de 2,38 µg/L de thiabendazole (fongicide) en octobre 2003. En juin 2004, des concentrations de 0,22 µg/L en alachlore (herbicide), de 0,13 µg/L en carbaryl (insecticide) et de 0,41 µg/L en carbendazine (fongicide) ont été dosées sur ce même site. Sur la station Ve2, des concentrations de 2,34 µg/L d'isoproturon (herbicide) et de 0,23 µg/L de cyprodinil (fongicide) ont été respectivement enregistrées en octobre 2003 et en juin 2004.

II.1.3 Paramètres analysés

La caractérisation d'un habitat préférentiel d'*A. pallipes* passe par une détermination des ses exigences vis-à-vis de la qualité physico-chimique des eaux.

Les paramètres physico-chimiques qui ont été pris en compte dans ce travail permettent de caractériser les deux grandes composantes de l'eau :

➤ la fraction minérale d'une part, essentiellement caractérisée par les paramètres suivants : pH, Cond, cations et anions minéraux. La composante minérale de l'eau est liée à la géologie locale du ruisseau. Elle est fréquemment considérée dans les études portant sur l'habitat de l'écrevisse à pattes blanches (Chapitre I, IV.2.2).

➤ la fraction organique d'autre part, dont les éléments caractéristiques sont : Turb, MES, COT, UV254 et Fluo.

Comme cela a déjà été souligné dans le chapitre I (IV.2.2), les paramètres liés à la composante organique de l'eau ne sont que très peu pris en compte dans les travaux concernant *A. pallipes*. Or, la matière organique est omniprésente dans les milieux aquatiques et elle est généralement définie par le terme de Matière Organique Naturelle (MON). La MON se divise en deux catégories : la matière organique dissoute (MOD) et la matière organique particulaire (MOP). Les concentrations en MON dans les eaux naturelles présentent de fortes variations qui dépendent de l'hydrologie, de la nature du sol et du type de végétation

(Thurman, 1985) mais aussi de l'utilisation des sols, des saisons et du climat (Sachse *et al.*, 2005), avec, par exemple, de fortes augmentations lors de précipitations conduisant au lessivage des sols (Hope *et al.*, 1994 ; Bishop *et al.*, 2003). La MON joue un rôle particulièrement important dans les eaux de surface puisqu'elle influence des mécanismes tels que la transformation/dégradation de polluants ; elle est utilisée comme source d'énergie et de carbone par les organismes vivants et contrôle les niveaux d'oxygène dissous, d'azote, de phosphore, de soufre, des métaux à l'état de trace et de l'acidité des eaux (Richardson et Ternes, 2005). Dans les écosystèmes aquatiques, les sources de carbone organique sont classées en deux grandes catégories (Thurman, 1985 ; McKnight *et al.*, 2001) : (i) les matières organiques d'origine autochtone qui sont issues de l'activité et de la décomposition de la biomasse (algues, bactéries, macrophytes) qui se développe au sein du système aquatique, (ii) les matières organiques allochtones qui comprennent les MON d'origine terrestre introduites dans les cours d'eau par le lessivage des sols et la percolation des eaux dans les sols auxquelles s'ajoutent les MON d'origine anthropique (rejets d'effluents urbains ou industriels) (Sachse *et al.*, 2005). La MON présente dans les eaux de surface se divise en deux grands groupes de molécules : (i) les molécules non humiques, qui consistent en un ensemble de composés généralement labiles et qui appartiennent à des classes de molécules connues comme les hydrates de carbone, les protéines et les sucres aminés auquel s'oppose (ii) le groupe des molécules humiques ou substances humiques. Ce dernier groupe est composé d'un ensemble hétérogène de molécules organiques aussi bien d'origine autochtone qu'allochtone qui confère aux eaux superficielles une couleur allant du jaune au brun (Thurman, 1985 ; McCarthy *et al.*, 1990). Les matières humiques sont généralement majoritaires dans les eaux de surfaces (30 à 90% de la MON).

A ce jour, aucun outil analytique ne permet de différencier l'origine de la MON. De ce fait, la mesure du paramètre COT, simple et rapide, est couramment utilisée pour quantifier de manière globale la MON présente dans les eaux superficielles. La mesure de l'absorbance UV à 254 nm (UV254) s'avère aussi être un bon indicateur de la concentration de la MON prise dans sa globalité. L'absorption de la lumière UV et visible par les MON des eaux de surface est principalement attribuée aux chromophores aromatiques contenus majoritairement dans les matières humiques (Thurman, 1985). Bien que les molécules fluorescentes ne constituent qu'une faible proportion des MON aquatiques, la spectrofluorimétrie est aussi un outil couramment utilisé pour caractériser la MON. Les eaux de surface présentent généralement deux grandes classes de fluorophores (Coble, 1996) : (i) celle des fluorophores de type humique, composée de deux fluorophores désignés par les pics A et C (Coble *et al.*, 1993), et

(ii) celle des fluorophores de type protéique (pics B et T) qui contribuent de façon minoritaire à la fluorescence des eaux. La présence des deux pics A et C est une caractéristique commune à toutes les eaux de surface. La position des maxima de fluorescence et leur intensité varient en fonction des saisons (Baker et Lamont-Black, 2001) et de l'origine et de la composition des MON (Coble, 1996). La technique de spectrofluorimétrie utilisée lors de cette étude est celle qui consiste à obtenir des matrices d'excitation et d'émission de fluorescence sous forme de cartes de fluorescence (Fluo 3D). Pour cela, une série de spectres d'émission (300 à 600 nm) a été collectée sur une gamme de longueurs d'onde d'excitation (200 à 450 nm). Les gammes de longueurs d'onde ont été balayées tous les 15 nm à l'excitation et tous les 4 nm à l'émission.

Des paramètres simples et facilement mesurables comme la Turb et les MES ont aussi été mesurés afin d'obtenir des informations rapides sur la charge en matière organique des eaux.

II.2 Etude de la faune de macroinvertébrés benthiques

II.2.1 Echantillonnage selon le protocole de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)

Le protocole français de l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) a été appliqué en mars 2003 et août 2003, 2004 et 2005 pour étudier la faune de macroinvertébrés benthiques de tous les sites prospectés. Cet indice normalisé (AFNOR NF TG 90-350), établi par Verneaux *et al.* (1982), est basé sur l'examen de la polluo-sensibilité des peuplements de macroinvertébrés benthiques et ne s'applique qu'aux cours d'eau de petites et moyennes dimensions.

Il consiste dans un premier temps à définir une station dont la longueur est sensiblement égale à 10 fois la largeur du lit mouillé. Huit prélèvements sont effectués pour chaque station, en période de débit stabilisé depuis au moins 10 jours. Ils s'effectuent dans huit couples « nature du substrat/vitesse du courant » différents (Annexe 1, Tableau A1-1) à l'aide d'un échantillonneur standard : le surber. Ce dernier se compose d'un filet dont le vide de maille est de 500 µm et d'un cadre de prélèvement d'une surface de 1/20^{ième} de m² (soit 500 cm²). La grille de prélèvement est composée en abscisse de 5 classes de vitesse, et en ordonnée, de 10 substrats qui sont classés par ordre de biogénicité décroissante (Annexe 1, Tableau A1-1), des plus accueillants pour la macrofaune d'invertébrés (les bryophytes) vers les moins accueillants (les algues). Les prélèvements se font prioritairement dans les substrats les plus

biogènes présents sur la station et dans la gamme de vitesse où ils sont les plus représentés. Si la station d'étude présente un nombre insuffisant de substrats, le nombre d'échantillons est alors complété à 8 en doublant les prélèvements dans le(s) substrat(s) dominant(s) et dans des gammes de vitesses différentes.

Les échantillons sont placés dans des flacons en polyéthylène et préservés dans du formaldéhyde à 10%. En laboratoire, les macroinvertébrés sont triés après passage des prélèvements sur des tamis. L'identification se fait sous une loupe binoculaire et à l'aide d'une clé de détermination (Tachet *et al.*, 1994). Selon le protocole IBGN, la détermination est conduite jusqu'à la famille pour la plupart des taxons (insectes, mollusques, crustacés, achètes, triclades) sauf pour les hyménoptères, branchiopodes, oligochètes, némathelminthes, hydracariens, hydrozoaires, spongiaires, bryozoaires, némertiens où elle s'arrête à l'embranchement ou la classe. Les individus sont comptés et répertoriés en fonction du prélèvement auquel ils appartiennent. Les nymphes, les fourreaux vides, les exuvies et les coquilles vides ne sont pas pris en considération. Suite au tri et à la détermination, une liste faunistique est établie par rapport à une liste de référence qui se compose de 138 taxons (Annexe 1, Tableau A1-2). Les taxons absents de la liste de référence ne sont pas comptabilisés.

L'IBGN est un indice qui attribue une note de qualité biologique de l'eau de 0 (qualité médiocre) à 20 (excellente qualité). Cette note est basée sur la liste faunistique de 138 taxons dont 38, répartis en 9 groupes, sont considérés comme des taxons indicateurs de la qualité de l'eau. Le groupe 9, incluant les Plécoptères, est le groupe le plus sensible à la pollution alors que le groupe 1, comprenant les vers, est le moins tolérant. La note IBGN est établie à partir du tableau A1-3 (Annexe 1) comprenant en ordonnée les 9 groupes indicateurs et en abscisse les 14 classes de variétés taxonomiques. Il faut déterminer successivement :

➤ la variété taxonomique de l'échantillon, égale au nombre de taxons récoltés même s'ils ne sont représentés que par un seul individu. Ce nombre est ensuite confronté aux classes figurant en abscisse du tableau A1-3 (Annexe 1).

➤ le groupe indicateur (GI) en ne prenant en compte que les taxons indicateurs représentés dans les échantillons par au moins 3 individus ou 10 selon les taxons. La détermination du GI s'effectue en parcourant l'ordonnée du tableau A1-3 (Annexe 1) du haut vers le bas et en s'arrêtant à la première présence significative ($n=3$ individus ou $n=10$ individus) d'un taxon répertorié dans cette grille.

La note est enfin déduite de part son ordonnée GI et son abscisse classe de variété.

II.2.2 Pertinence de la note IBGN

Différents traitements sont nécessaires pour discuter de la représentativité de la note IBGN sur les stations étudiées.

Pour évaluer la robustesse de la note IBGN, le GI secondaire de la station a été calculé en faisant abstraction du taxon indicateur le plus polluosensible. Une nouvelle note a ainsi été obtenue en utilisant le nouveau GI.

La sensibilité de la note IBGN a été testée en éliminant les taxons rares, c'est-à-dire ceux représentés par moins de trois individus. Une nouvelle valeur de classe de variété a été obtenue et une nouvelle note a été calculée à partir de celle-ci.

II.2.3 Comparaison des compositions faunistiques

Les indices de diversité de Shannon (Shannon et Weaver, 1963) et de similarité de Jaccard (Jaccard, 1912) ont été utilisés dans ce travail.

II.2.3.1 Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon (H) est couramment utilisé pour caractériser la diversité de l'habitat d'une station en se basant sur la diversité taxonomique. Dans les milieux naturels, il est généralement compris entre 0,5 pour une faible diversité et 4,5 pour une forte diversité.

Cet indice est calculé à partir de la formule suivante :

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

où S est le nombre total de taxons et p_i la proportion d'individus du $i^{\text{ème}}$ taxon par rapport au nombre total d'individus.

II.2.3.2 Indice de Jaccard

L'indice de similarité de Jaccard (J) a été utilisé pour évaluer la similarité des faunes de macroinvertébrés entre deux stations. Cet indice a été appliqué d'une part à tous les taxons et

d'autre part seulement aux taxons les plus polluosensibles (Ephéméroptères, Trichoptères, Plécoptères) (Hynes, 1957 ; Plafkin *et al.*, 1989). Il se calcule de la façon suivante :

$$J = \frac{S_{a-b}}{S_a + S_b - S_{a-b}} \times 100$$

où S_a est le nombre total de taxons au site a , S_b le nombre total de taxons au site b et S_{a-b} le nombre de taxons communs à a et b .

II.2.4 Indices de qualité de l'habitat et de la macrofaune benthique

II.2.4.1 Le coefficient d'aptitude biogène « Cb2 »

Le Cb2 permet d'apprécier l'aptitude biogène d'un cours d'eau à partir de l'analyse de la macrofaune benthique. Le protocole d'échantillonnage utilisé pour déterminer le Cb2 dans la présente étude est celui de l'IBGN (Verneaux, 1982).

Le Cb2 résulte de la somme de deux indices I_v et I_n évaluant respectivement la variété du peuplement (influencée par la structure morphodynamique et l'habitabilité du site) et la nature de celui-ci (influencée par la qualité de l'eau). La principale différence de ce calcul par rapport à l'IBGN est la considération d'un nombre plus important de taxons indicateurs. Ce nombre est égal au quart du nombre de taxons indicateurs présents sur la station avec au moins 3 individus.

La liste faunistique associée au protocole du Cb2 est composée de 135 taxons dont 92 indicateurs pourvus d'un indice « i » (Tableau A1-4, Annexe 1) qui résulte de la combinaison de plusieurs éléments, parmi lesquels : la sensibilité du taxon aux différentes formes de dégradation du milieu et l'occurrence de capture.

Le Cb2, noté de 0 à 20, se calcule selon la formule suivante :

$$Cb2 = I_v + I_n$$

$$\text{avec } I_v = 0,22 \times N \text{ et } I_n = 1,21 \times \frac{\sum_1^k i_{\max}}{k}$$

où N est le nombre total de taxons rencontrés sur la station, i_{\max} l'indice de sensibilité des taxons les plus sensibles présents dans la liste faunistique et $k = \frac{n}{4}$ avec n le nombre de

taxons indicateurs présents dans la liste faunistique avec une densité supérieure ou égale à 3 individus.

II.2.4.2 L'indice habitat « m »

Cet indice a été élaboré comme aide à l'interprétation des IBG (Verneaux, 1982) mais n'a pas été repris lors de la normalisation de l'IBGN en 1992. La valeur de « m » permet d'apprécier l'hospitalité, c'est-à-dire la capacité d'une station à héberger une faune diversifiée. Il permet aussi de faciliter l'interprétation du Cb2, et notamment celle d'Iv. « m » se définit par la formule :

$$m = \sqrt{N} + \sqrt{P} + \sqrt{P'}$$

avec N qui correspond à l'hospitalité globale de la station, $N=n \times n'$ (de 0 à 40),

n : nombre de supports relevés sur la station

n' : nombre de classes de vitesses inventoriées

avec P qui correspond au couple Substrat-Vitesse dominant sur la station, $P=S \times V$ (de 0 à 45)

S : représentant la catégorie de support (0 = S = 9)

V : représentant la catégorie de vitesse (0 = V = 5)

avec P' qui correspond au couple Substrat-Vitesse le plus élevé sur la station, $P'=S' \times V'$

S : représentant la catégorie de support (0 = S = 9)

V : représentant la catégorie de vitesse (1 = V = 5)

Les valeurs de S , V , S' et V' sont relevées dans le tableau A1-1 (Annexe 1).

La gamme d'hospitalité proposée par Verneaux (1982) est la suivante :

$m = 16$: hospitalité très bonne

$14 = m < 16$: hospitalité bonne

$12 = m < 14$: hospitalité médiocre

$10 = m < 12$: hospitalité mauvaise

$m < 10$: hospitalité très mauvaise

II.2.5 Les guildes trophiques

En identifiant le mode d'alimentation prédominant pour chaque taxon, des renseignements sur les qualités trophiques du milieu sont obtenus. Ainsi, pour chaque station, les différents

taxons sont classés parmi les groupes fonctionnels d'alimentation suivants : (i) broyeurs, (ii) prédateurs, (iii) racleurs de substrats, (iv) brouteurs, (v) filtreurs, (vi) suceurs ou (vii) détritivores (Tachet *et al.*, 1994).

II.2.6 Cas particulier des Ephéméroptères

Une détermination jusqu'à l'espèce des larves d'éphéméroptères a été réalisée en avril 2004. Pour cela un échantillonnage qualitatif dans tous les substrats a été effectué sur chacun des sites prospectés à l'aide d'un filet à mailles très fines fabriqué par nos soins. La détermination a été effectuée à l'aide de clés de détermination suisses (Studemann *et al.*, 1992) et sous la direction de Michel Brulin membre de l'OPIE benthos (Office Pour les Insectes et leur Environnement). Ce travail s'intègre également dans l'inventaire national des éphémères initié depuis 1996.

II.3 Etude des populations d'*Austropotamobius pallipes* des sites considérés

La présence ou l'absence d'*A. pallipes* a été vérifiée sur chacun des sites de prélèvement. Dans les cas où l'écrevisse à pattes blanches était présente, des estimations de densité de populations ont été effectuées. L'estimation de la densité de population a été effectuée selon deux méthodes en fonction de la morphologie de l'habitat du ruisseau. Dans la plupart des cas, les cours d'eau étudiés présentaient des eaux peu profondes, claires et avec une importante densité de pierres et galets qui permettaient une capture à la main et de jour des écrevisses. Une section d'une quarantaine de mètres était alors prospectée par un ou deux opérateur(s) et deux à trois passages étaient effectués. Chaque individu capturé a été mesuré, pesé et sexé lorsque cela était possible. Entre deux passages, les écrevisses capturées n'étaient pas remises à l'eau. Les résultats sont alors exprimés en nombre moyen d'écrevisse par m².

Sur les sites plus profonds qui ne possédaient que peu de pierres, les prospections ont été faites à l'aide de nasses du type « August[®] » appâtées avec de la nourriture pour chiens. Dix nasses étaient alors déposées au crépuscule et relevées le lendemain matin. Dans ce cas, les résultats sont exprimés en nombre moyen d'écrevisses par nasses ou CPUE (Catch Per Unit Effort).

Des mesures de densités de populations ont été effectuées par les agents du CSP entre 2000 et 2003. Pendant l'été 2004, des prospections sur tous les sites étudiés ont été réalisées par nos

soins soit par une pêche à la main soit par des poses de nasses. En juillet 2005, des nasses ont été posées sur tous les sites abritant *A. pallipes* afin d'avoir des données de densités de population comparables d'un site à un autre. Le tableau II-8 résume les résultats obtenus.

Lors de l'interprétation des résultats, les 16 sites prospectés ont été classés en 4 groupes de 0 à 3 en fonction des densités d'*A. pallipes* observées entre 2000 et 2005. Le groupe 0 rassemble tous les sites dépourvus d'*A. pallipes*, le groupe 1 les sites de faibles densités (G1, T1, Ve1 et Vi1), le groupe 2 les stations de densités moyennes (SN1 et R1) et le groupe 3 les sites de fortes densités (M1 et M2).

Tableau II-8 : Vérifications de la présence d'*A. pallipes* et mesures de densité de populations entre 2000 et 2005. Les densités exprimées en m² ont été obtenues par des captures à la main et celles exprimées en CPUE (Catch Per Unit Effort) par la pose de 10 nasses.

	2000		2001		2002		2003		2004		2005	
	Par m ²	CPUE	Par m ²	CPUE	Par m ²	CPUE	Par m ²	CPUE	Par m ²	CPUE	Par m ²	CPUE
SN1	-	-	-	-	-	-	8,48	-	0,07	0,33	-	1,63
SN2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
R1	7,56	-	-	-	-	-	7,36	-	0,56	-	-	4,00
R2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
G1	26,7	-	-	-	-	-	2,41	-	0,03	-	-	0,30
G2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
T1	-	-	-	-	-	1,7	-	0,9	-	1,1	-	3,30
T2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
Ve1	9,24	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	0
Ve2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
Vi1	-	-	-	-	1,06	-	-	-	0,70	-	-	0
Vi2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0
M1	-	-	17,82	-	-	-	-	-	0	-	-	-
M2	-	-	-	-	-	-	-	-	5,7	-	-	5,30
A1	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	0

Le signe - indique que les mesures n'ont pas été réalisées.

III ANALYSES STATISTIQUES DES DONNEES

Dans cette étude, deux approches statistiques à l'aide (i) de statistiques élémentaires puis (ii) d'analyses multidimensionnelles ont été utilisées lors de l'analyse des données.

Le logiciel SPSS version 13.0 pour Windows a été utilisé pour effectuer l'ensemble des analyses statistiques.

III.1 Statistiques élémentaires

III.1.1 Test de normalité

La plupart des analyses statistiques requièrent la normalité des données car l'interprétation des résultats est influencée par la distribution de la base de données. En effet, le paramètre « moyenne » est utilisé dans le cas où les données respectent une distribution normale. Dans le cas contraire, le paramètre « médiane » devrait être utilisé.

Le test de conformité de Kolmogorov-Smirnov a été utilisé dans cette étude. Ce test non paramétrique consiste à comparer la distribution de fréquences relatives cumulées d'une variable observée avec la distribution théorique que cette variable aurait si elle était distribuée normalement. Les deux distributions sont alors superposées et, la classe où l'écart entre la distribution théorique et la distribution observée est la plus grande est ensuite cherchée. Si cet écart est significativement grand ($p > 0,05$) alors l'hypothèse nulle selon laquelle la distribution testée est normale peut être acceptée.

Le test de Kolmogorov-Smirnov a été réalisé sur les 16 stations de prélèvement prises séparément et pour chacun des paramètres mesurés.

III.1.2 Test de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis est l'équivalent non-paramétrique de l'ANOVA à un seul facteur ; toutefois, la normalité des données n'est pas requise. Ce test compare les médianes de deux ou plus échantillons indépendants afin de savoir s'ils appartiennent à une même population ou pas. L'hypothèse nulle selon laquelle les échantillons proviennent de populations identiques est rejetée lorsque la signification asymptotique est inférieure à 0,05.

Dans cette étude, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer toutes les stations entre-elles et ceci pour chaque paramètre mesuré.

III.1.3 Evolution temporelle des paramètres

Comme l'ont montré les travaux de Ravichandran *et al.* (1996) et de Vega *et al.* (1998), l'utilisation de données sous forme de graphiques appelés « boîtes à moustaches » ou encore « box plots » (Tomassone *et al.*, 1993) est particulièrement adaptée pour visualiser l'évolution temporelle de différents paramètres physico-chimiques. Pour chacun des paramètres, les graphes suivent la même ligne directrice. Les stations de prélèvements sont représentées en

abscisses et le paramètre considéré en ordonnées. Pour chaque station, une boîte est représentée sur le graphe. Le trait plein à l'intérieur de celle-ci représente la médiane et les limites inférieures et supérieures correspondent respectivement au premier et au troisième quartile. La hauteur de la boîte représente alors l'intervalle inter-quartile et renferme ainsi 50% des observations. De cette façon, plus la boîte est haute plus l'étendue des observations est grande. Les lignes, ou « moustaches », émanant de chaque extrémité de la boîte vont jusqu'à la plus petite et la plus grande observation du groupe à condition qu'elles soient à moins d'un intervalle interquartile du bord de la boîte.

III.2 Analyses multidimensionnelles

Alors que les méthodes statistiques élémentaires ne traitent qu'une ou deux variables à la fois, les méthodes d'analyses multidimensionnelles s'intéressent à l'ensemble des observations (Bouroche et Saprota, 1992). A l'heure actuelle, les méthodes d'analyses multidimensionnelles sont largement utilisées aussi bien en biologie qu'en chimie ou en écologie. Quel que soit le domaine d'application, les techniques d'analyses multidimensionnelles ont un objectif commun qui consiste à extraire les tendances les plus marquantes d'une base de données et à éliminer les effets marginaux ou ponctuels qui perturbent la perception globale des faits. Deux grandes familles d'analyses multidimensionnelles se distinguent : (i) les méthodes d'analyses factorielles et (ii) les méthodes de regroupement (Ouro-Boya Boukari, 2004 pour revue).

III.2.1 Les méthodes d'analyses factorielles

Les méthodes d'analyses factorielles ont pour but de décrire des données consignées dans un tableau croisant des individus (« n » lignes) et des caractères ou variables (« p » colonnes) qui sont mesurés sur ces individus. Elles placent les individus dans un espace à plusieurs dimensions (ou axes) dans lequel chaque dimension correspond à une variable ou à une combinaison linéaire de plusieurs variables. La sélection des axes les plus pertinents permet d'avoir une représentation optimale, dans un espace réduit, de l'essentiel de l'information contenue dans le fichier de données. Il existe de nombreuses méthodes factorielles mais les plus répandues sont :

- (i) l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) qui traite des données de type qualitatif ou catégoriel
- (ii) l'Analyse en Composantes Principales (ACP) qui est applicable à des données qualitatives ou continues. Cette dernière méthode a été largement utilisée pour traiter les résultats obtenus dans ce travail.

III.2.1.1 Analyse en Composantes Principales (ACP)

C'est une méthode statistique factorielle descriptive dont l'objectif est de présenter sous forme graphique le maximum de l'information contenue dans un tableau de données de taille importante (Philippeau, 1992). Les données à traiter par l'ACP sont stockées dans un tableau rectangulaire ou matrice. Les lignes de cette matrice représentent les individus « n » sur lesquels sont mesurés des variables quantitatives « p » disposées en colonnes. Le tableau de données « n » x « p » forme ainsi un nuage de « n » points dans un espace à « p » dimensions. Lorsque le nombre de dimensions est supérieur à trois une représentation du nuage de points dans le plan devient impossible. Il faut alors recourir à des projections sur des droites ou dans des plans qui entraînent une perte d'information. Cependant, cela se fait au profit des informations les plus pertinentes qui permettent ainsi une meilleure interprétation. Il est donc important de trouver les meilleures directions de projections, c'est-à-dire celles pour lesquelles la dispersion des individus est maximale tout en minimisant la perte d'informations. Ce processus consiste à construire de nouveaux caractères synthétiques, obtenus par combinaisons linéaires des variables initiales, indépendants les uns des autres et de variance maximale. Ces caractères synthétiques définissent un nouveau système d'axes appelés : composantes principales. Chaque composante principale explique alors une quantité plus ou moins importante de l'information de départ. Les composantes principales sont classées par ordre décroissant de la quantité d'information qu'elles expliquent. En général, deux à trois composantes principales suffisent pour expliquer 60 à 70% de l'information contenue dans la matrice de départ (Ouro-Boya Boukari, 2004 pour revue). Les composantes principales sont obtenues par la diagonalisation d'une matrice qui, suivant la nature des variables initiales, est soit (i) la matrice des corrélations bivariées soit (ii) la matrice des covariances (Legendre et Legendre, 1979). La phase finale de l'ACP consiste en une représentation graphique qui permet d'avoir un aperçu des résultats que les expressions numériques ne fournissent pas. Il existe deux types de représentation : (i) les diagrammes de dispersion des variables et (ii) les diagrammes de dispersion des individus. En ce qui concerne l'interprétation d'une analyse

ACP, les représentations graphiques sont l'outil le plus utilisé car elles fournissent une vision globale des liens entre les variables. Cependant, les méthodes numériques permettent d'obtenir des conclusions plus précises et les plus employés sont : (i) le pourcentage d'information initiale expliqué par chaque composante principale et (ii) la qualité de la représentation des variables illustratives grâce aux cosinus des angles formés par le vecteur des variables avec les composantes principales.

Depuis les années 1980, les analyses multivariées et l'ACP plus particulièrement sont de plus en plus utilisées en écologie aquatique car ces méthodes se révèlent être des outils utiles pour identifier les paramètres importants pour la gestion des eaux de surface. En effet, les ruisseaux, rivières et fleuves sont les systèmes aquatiques les plus exposés à la pollution car ils peuvent recevoir aussi bien des eaux résiduaires urbaines et industrielles que les eaux de drainage du bassin versant (Jarvie *et al.*, 1998). De nombreuses études ont récemment été menées afin de trouver les paramètres physico-chimiques les plus pertinents pour estimer la qualité des eaux, visualiser son évolution au cours du temps et organiser la gestion des cours d'eau. Les paramètres retenus varient selon les régions et les cours d'eau étudiés mais l'ensemble de ces travaux corroborent le fait que l'ACP pourrait être un puissant outil pour la gestion des eaux de surfaces (Bengraïne et Marhaba, 2003 ; Ouro-Boya Boukari, 2004 ; Ouyang, 2005 ; Parinet *et al.* 2004, Singh *et al.*, 2005).

L'ACP est aussi couramment utilisée dans les études prenant en compte à la fois des facteurs biotiques et des facteurs abiotiques afin de corrélérer, par exemple, la présence de certains macroinvertébrés avec des paramètres physico-chimiques (Reinhold-Dudok van Heel et den Besten, 1999 ; Kampa *et al.*, 2000 ; Lazaridou-Dimitriadou *et al.*, 2000).

III.2.2 Les méthodes de regroupement

Il existe différents types de méthodes de regroupement :

➤ (i) les méthodes non hiérarchiques qui conduisent directement à la partition en un nombre fixé de classes. Les méthodes non hiérarchiques ne fournissent que des solutions approchées et non une partition optimale car, il existe, dans ce cas, un nombre très élevé de combinaisons possibles.

➤ (ii) les méthodes hiérarchiques qui produisent des suites de partitions en classes de plus en plus vastes. Dans notre étude, nous utilisons ces méthodes de regroupement hiérarchiques afin d'obtenir des informations complémentaires par rapport à celles obtenues avec l'ACP et

vérifier si deux individus proches dans un espace réduit à deux composantes sont effectivement proches dans la réalité.

Ainsi, trois styles de regroupement hiérarchiques se distinguent : (i) la classification hiérarchique, (ii) les nuées dynamiques et (iii) la procédure «Two Step Cluster ». La classification hiérarchique est une méthode qui ne sépare pas les individus en un nombre de classes fixé au départ par l'utilisateur. Cette méthode procède par agglomérations successives des individus jusqu'à ce qu'il ne reste plus qu'une classe composée des «n » individus de départ mais l'utilisateur arrête le processus au niveau qu'il aura choisi. Au contraire, la classification par nuées dynamiques exige que le nombre de classes soit défini au départ par l'expérimentateur. Cette méthode consiste à choisir «n » individus au hasard pour constituer la première nuée. Ensuite, « n » classes initiales sont déterminées en regroupant chaque individu avec l'individu de la nuée le plus proche. Une nouvelle nuée est créée par la suite, en prenant les individus les plus proches des centres de gravité des classes. Le processus est itéré jusqu'à ce que les classes obtenues soient stables. La procédure de classification «Two Step Cluster » (TSC) est une méthode récemment développée afin de faire des regroupements naturels d'individus au sein d'une matrice de données. Cette méthode se distingue des deux précédentes car l'algorithme utilisé peut traiter à la fois des variables continues et qualitatives et choisir lui-même le nombre de classe optimal en comparant les valeurs d'un critère modèle-choix dans différentes solutions de classifications. Dans ce travail, nous avons choisi d'utiliser cette méthode TSC car elle ne comporte pas de biais introduit par l'utilisateur.

IV LES RESEAUX DE NEURONES

IV.1 Généralités

Les Réseaux de Neurones Artificiels (RNA) sont des fonctions algébriques non linéaires et bornées qui fonctionnent sur le même modèle que le cerveau humain. Chaque neurone représente une de ces fonction algébriques (Dreyfus *et al.*, 2002). Les RNA apprennent à partir d'une situation donnée comme aucun autre système ne le fait. Depuis une quinzaine d'années, la recherche sur les RNA connaît une croissance explosive. Ils sont souvent utilisés dans les sciences physiques et les applications en biologie se font essentiellement en médecine et biologie moléculaire. Cependant depuis le début des années 1990, les utilisations en écologie sont de plus en plus courantes (Lek et Guégan, 1999). Les RNA peuvent identifier et

apprendre des modèles de corrélations entre les données d'entrée et de sortie. Après une période d'entraînement, les RNA peuvent être utilisés pour prédire un résultat à partir d'une nouvelle base de données entrante.

Il existe différents types de RNA en fonction de la nature du problème à résoudre : RNA (i) à mémoire auto-associative, (ii) de généralisation, (iii) d'optimisation, (iv) de réduction de données et (v) de contrôle et de prédiction des tâches en fonction des scénarii (Lek et Guégan, 1999). Les systèmes de RNA se divisent en deux catégories : (i) les réseaux non-bouclés et (ii) les réseaux bouclés.

IV.2 Les réseaux non-bouclés

Parmi les RNA non-bouclés, les perceptrons multicouches (Rumelhart *et al.*, 1986) sont les plus utilisés (Lek et Guégan, 1999). Un perceptron multicouche est un réseau construit sur la base d'exemples de données entrantes avec des résultats corrélés connus. Ils permettent la prédiction d'un résultat à partir d'une donnée d'entrée. Un réseau de neurones non-bouclé se représente donc graphiquement par un ensemble de neurones connectés entre-eux, l'information circulant des entrées vers les sorties sans retour en arrière possible. Ainsi, les neurones d'une couches sont connectés à ceux de la couche adjacente mais il n'existe pas de connexions entre-eux au sein d'une même couche. Les neurones qui effectuent le dernier calcul sont les neurones de sortie et ceux qui effectuent les calculs intermédiaires sont les neurones cachés (Dreyfus *et al.*, 2002). La meilleure solution pour mettre en place un perceptron est d'avoir plusieurs bases de données séparées et d'en utiliser une pour construire et tester le modèle et les autres pour le valider (Lek et Guégan, 1999). Les perceptrons sont utilisés principalement pour effectuer des tâches d'approximation de fonction non-linéaire, de classification ou de modélisation de processus statiques non-linéaires.

IV.3 Les réseaux bouclés

En ce qui concerne les RNA bouclés, les cartes de Kohonen (Kohonen, 1982) sont le système le plus fréquemment employé. Tout comme les réseaux non-bouclés, les cartes de Kohonen servent à modéliser une relation déterministe entre un ensemble de mesures relatives à un processus et le résultat de ce processus. Un réseau de Kohonen se compose d'une couche d'entrée et d'une couche de sortie. En se déplaçant dans le réseau et en suivant les connexions, il existe plusieurs chemins ou cycles pour revenir au point de départ. Les rangées

de données en entrée se propagent simplement au travers de la couche à l'aide de vecteurs d'entrée. Dans la couche de sortie, l'organisation consiste le plus souvent en un réseau à deux dimensions arrangé sous forme d'une grille carrée. Ainsi, chaque neurone est connecté à ces « n » voisins les plus proches. Les neurones emmagasinent un ensemble de poids (ou vecteurs poids) chacun d'entre-eux correspondant à une entrée de données (Lek et Guégan, 1999 ; Dreyfus *et al.*, 2002). Les RNA bouclés sont utilisés pour effectuer des tâches de modélisation de systèmes dynamiques, de commande de processus ou de filtrage.

IV.4 Utilisation des Réseaux de Neurones Artificiels

L'emploi en écologie aquatique des RNA connaît une forte croissance depuis le milieu des années 1990. Les exemples sont multiples comme l'utilisation de perceptrons pour prédire des blooms algaux dans un lac eutrophe au Japon (Yabunaka *et al.*, 1997) ou encore l'optimisation de la filtration des eaux au travers des berges aux Etats-Unis (Sahoo *et al.*, 2005).

Les RNA sont aussi souvent utilisés pour prédire des habitats préférentiels de macroinvertébrés en fonction de certains paramètres physico-chimiques. Ainsi, Hoang *et al.* (2001) ont établi un modèle prédictif d'habitat pour 37 taxons de macroinvertébrés benthiques à partir de 896 données enregistrées dans le bassin de Queensland (Australie). La validation du modèle à l'aide de 167 jeux de données indépendants révèle une moyenne de 82% de prédictions correctes d'habitats. En Europe ce type de modèles prédisant l'habitat préférentiel de macroinvertébrés ou de poissons à partir de variables physico-chimiques devient très populaires (Ibarra *et al.*, 2003 ; Park *et al.*, 2003a,b ; Ter Braak *et al.*, 2003 ; Dedecker *et al.*, 2004).

Dans le cadre de cette étude, des perceptrons et des cartes de Kohonen ont été utilisés dans le but de prédire la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction de différents groupements des paramètres mesurés. Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Neural Connection version 2.1. L'utilisation des cartes de Kohonen ne s'est pas avérée pertinente pour une telle prédiction donc les résultats ne seront pas présentés dans ce rapport.

Chapit r e III

Et ude abiot ique, physico-chimie
des cours d'eau et *A. pall ipes*



I	INTRODUCTION	83
II	RESULTATS	83
II.1	TEST DE NORMALITE DES DONNEES PAR STATIONS	83
II.2	TEST DE KRUSKAL-WALLIS	84
II.3	LES PARAMETRES MESURES	85
II.3.1	La hauteur d'eau (Haut)	85
II.3.2	Le pH.....	86
II.3.3	L'ammonium (NH ₄)	87
II.3.4	L'oxygène dissous (O ₂), le potentiel d'oxydoréduction (E) et la température de l'eau (T)	88
II.3.5	La conductivité (Cond), le titre hydrométrique (TH), le titre alcalimétrique (TAC), la silice (Si), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg).....	91
II.3.6	Le sodium (Na) et le potassium (K).....	95
II.3.7	Les chlorures (Cl), les nitrates (NO ₃) et les sulfates (SO ₄).....	96
II.3.8	Le carbone organique total (COT), l'absorbance UV à 254 nm (UV254), les matières en suspensions (MES) et la turbidité (Turb).....	98
II.4	EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX SELON LE SEQ-EAU	100
II.5	BILAN INTERMEDIAIRE	102
II.6	TRAITEMENTS PAR ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	102
II.6.1	Généralités.....	102
II.6.2	ACP pour les ruisseaux un à un	103
II.6.3	ACP pour les sept ruisseaux dans leur ensemble	104
II.6.4	Exploitation des données estivales	112
II.6.5	Utilisation de l'outil de classification.....	114
II.6.5.1	Généralités.....	114
II.6.5.2	Méthode de classification Two Step Cluster (TSC).....	115
II.6.5.2.1	Classification TSC pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés	115
II.6.5.2.2	Classification TSC pour douze des vingt-trois paramètres	115
II.6.5.2.3	Classification TSC pour les cinq paramètres les plus pertinents.....	116
II.6.5.2.4	Classification TSC en séparant les paramètres minéraux et organiques	117
II.7	PREDICTION PAR RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS (RNA)	117
II.7.1	RNA et l'ensemble des paramètres physico-chimiques	118
II.7.2	RNA et les cinq paramètres les plus pertinents.....	119

III DISCUSSION	121
III.1 GAMME DE TOLERANCE D' <i>A. PALLIPES</i> VIS-A-VIS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	121
III.2 QUALITE DE L'EAU ET ANALYSES DE DONNEES	126
III.3 LES CINQ PARAMETRES LES PLUS PERTINENTS	127
III.4 L'IMPACT DES ETANGS	129
III.5 LE CAS PARTICULIER DU GATINEAU	130
IV CONCLUSION.....	132

I INTRODUCTION

Les données présentées dans ce chapitre sont issues des campagnes de prélèvements réalisées de novembre 2002 à septembre 2004.

Dans un premier temps, cette étude a pour but de caractériser la qualité physico-chimique des eaux dans lesquelles se retrouve l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) dans le pays de Gâtine afin (i) de savoir s'il existe des paramètres discriminants dans la présence/absence de cette espèce et (ii) d'envisager des modèles de prédiction relatifs à la présence/absence des populations d'*A. pallipes*. Pour cela, 28 prélèvements d'eau ont été réalisés de façon régulière tout au long de l'année. Ce protocole est nouveau par rapport à ceux rencontrés dans la littérature pour lesquels les prélèvements sont moins nombreux et principalement effectués en été. Ce travail a aussi introduit les mesures de paramètres liés à la composante organique de l'eau alors que les études menées jusque là considéraient essentiellement la fraction minérale de l'eau.

Nous avons choisi de considérer tout d'abord les paramètres mesurés un à un afin de les comparer à ceux publiés dans la littérature pour affiner les gammes de tolérances d'*A. pallipes* vis-à-vis de certains paramètres puis d'utiliser des analyses multidimensionnelles dont l'Analyse en Composantes Principales (ACP).

Nous pouvons aussi remarquer que les résultats présentés dans cette partie ont un intérêt dans le cadre de la DCE car la description des sites prospectés (chapitre II, I.5) montre qu'ils se trouvent dans des zones où les activités anthropiques sont limitées et donc qu'ils peuvent servir de masses d'eau de référence car.

II RESULTATS

Dans ce chapitre, les résultats obtenus sur le ruisseau de l'Auxance, qui n'abrite pas *A. pallipes* sur les deux sites prospectés, ne sont pas commentés mais utilisés dans la discussion pour vérifier certaines hypothèses émises lors de l'interprétation des résultats.

II.1 Test de normalité des données par stations

Le test de conformité de Kolmogorov-Smirnov a été utilisé pour tester la normalité pour chacun des paramètres sur les 16 stations de prélèvement. Le tableau A2-1 (Annexe 2)

récapitule les résultats de la signification asymptotique de ce test pour chacun des paramètres. Ce tableau montre que les paramètres liés à la composante organique de l'eau (Turb, MES, COT et UV 254 nm) et les valeurs de NH₄ s'éloignent sur certaines stations d'une distribution normale ($p < 0,05$). Cela est certainement dû aux écarts importants qui existent entre les valeurs mesurées à des saisons différentes. En effet, ces paramètres sont fortement influencés par les conditions climatiques et, de fortes précipitations par exemple, vont entraîner une augmentation rapide de la Turb et des MES. Cependant, lors de l'interprétation des résultats le paramètre « moyenne » sera tout de même utilisé pour des raisons pratiques. En effet, un des objectifs de ces travaux est d'établir des gammes de tolérances d'*A. pallipes* vis-à-vis des paramètres mesurés et de servir ainsi de références pour d'éventuels programmes de réintroduction. Il est alors plus facile de raisonner par rapport à des valeurs moyennes que par rapport à des valeurs de « médianes ».

II.2 Test de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer toutes les stations entre-elles et ceci pour chaque paramètre mesuré. L'ensemble des résultats est présenté dans les tableaux A2-2a, b, c, d, e, f, g, h, i, j et k (Annexe 2) et les résultats relatifs aux comparaisons des sites amont et aval d'un même ruisseau sont rassemblés dans le tableau III-1. Les résultats contenus dans ce tableau seront décrits dans les paragraphes qui suivent.

Tableau III-1 : Résultats du test de Kruskal-Wallis entre les stations amont et aval de chaque ruisseau pour l'ensemble des paramètres étudiés. * indique que les différences sont significatives ($p < 0,05$).

	Haut	pH	NH ₄	O ₂	E	T	Cond	TH	TAC	Mg	Ca	Si	Na	K	Cl	NO ₃	SO ₄	COT	UV	MES	Turb	
SN	*		*						*	*	*	*		*		*		*	*			
R	*		*					*			*	*		*	*	*		*	*	*		*
G	*														*			*	*			
T	*		*			*			*	*	*			*	*		*	*	*	*	*	*
Ve	*	*	*		*	*		*	*	*	*		*	*		*		*	*	*	*	*
Vi	*		*					*		*					*		*	*	*			*
M	*	*	*												*		*	*	*			*

II.3 Les paramètres mesurés

Dans les paragraphes qui suivent les points 1 des ruisseaux désignent la station amont abritant une population d'*A. pallipes* et les points 2 la station aval qui en est dépourvue, à l'exception du Magot qui présente des écrevisses à pattes blanches à la fois au point 1 et au point 2 (Chapitre II, I.5).

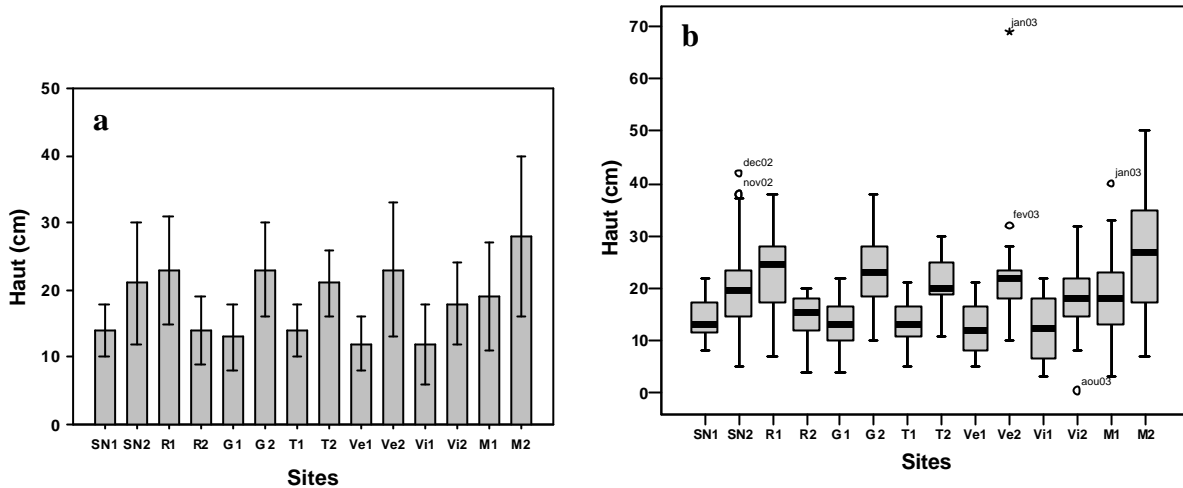
Les minima, maxima et valeurs moyennes de chacun des paramètres mesurés sur chacun des sites sont présentés dans l'annexe 3. Des histogrammes représentant les valeurs moyennes et les écarts types pour chaque station et chaque paramètre et, les boîtes à « moustaches » représentant l'évolution temporelle de chacun des paramètres ont été représentés. Sur l'ensemble des figures de boîtes à « moustaches » présentées dans ce rapport, les ronds (o) indiquent les observations éloignées dont les valeurs sont distantes de 1,5 à 3 fois la hauteur de la boîte et les étoiles (*) représentent des valeurs éloignées d'une distance supérieure à 3 fois la hauteur de la boîte.

Dans les paragraphes qui suivent, les résultats des paramètres qui sont inter-dépendants ont été regroupés afin d'alléger la présentation et de faciliter la compréhension.

II.3.1 La hauteur d'eau (Haut)

Le paramètre hauteur d'eau (Haut) dépend très fortement de la pluviométrie locale. Haut varie de 12 ± 6 cm (Ve1) et 12 ± 4 cm (Vi1) à 28 ± 12 cm (M2) sur les sites abritant *A. pallipes* (Figure III-1a et Annexe3). Sur les sites aval les hauteurs sont logiquement plus élevées et s'échelonnent de 14 ± 5 cm (R2) à 23 ± 10 cm (Ve2) et 23 ± 7 cm (G2) (Figure III-1a et Annexe 3). Les variations saisonnières sont changeantes selon les sites. Ainsi, M2 présente une variation supérieure aux autres sites et les stations T1, T2 et SN1 montrent les hauteurs les moins variables (Figure III-1b). A quelques exceptions près, Haut est significativement différente ($p < 0,05$) entre les différentes stations comparées entre-elles (Annexe 2, Tableau A2-2a).

Cependant, au cours de l'été 2003, particulièrement chaud et sec dans le département des Deux-Sèvres, les sites M1 et Vi2 ont été asséchés ce qui a entraîné la disparition de toutes les écrevisses à pattes blanches sur M1 (Chapitre II, I.5.4.1).

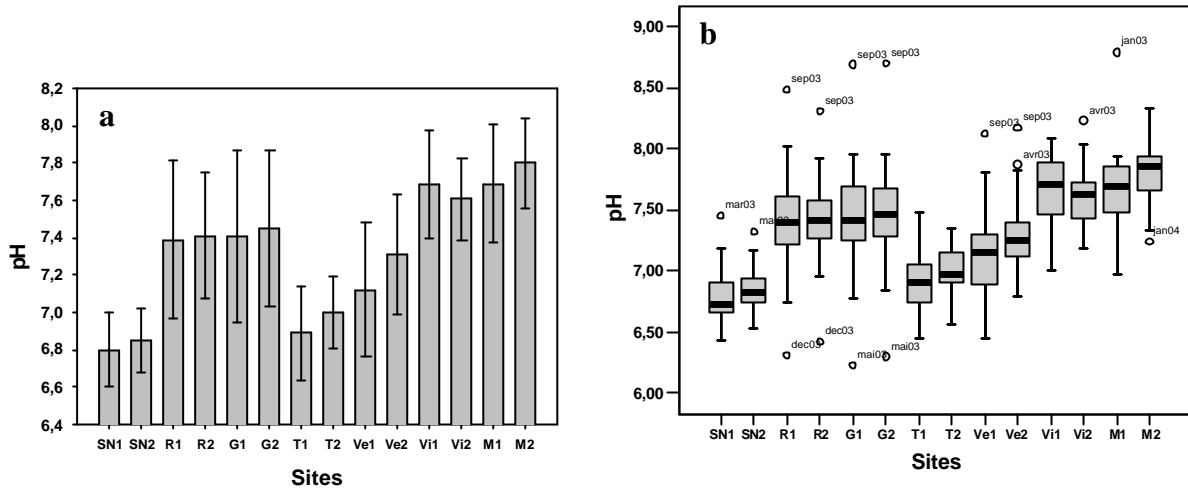


Figures III-1a et b : (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre hauteur d'eau (Haut) sur 14 des sites de prélèvements.

II.3.2 Le pH

Les valeurs moyennes de pH sur des sites à *A. pallipes* varient de $6,80 \pm 0,20$ unités pH sur SN1 à $7,80 \pm 0,24$ unités pH sur M2 (Figure III-2a et Annexe 3). Sur les sites sans écrevisses, ces valeurs moyennes de pH oscillent de $6,85 \pm 0,17$ unités pH sur SN2 à $7,61 \pm 0,22$ unités pH sur Vi2 (Figure III-2a et Annexe 3). La gamme de valeurs de pH s'échelonne de 6,23 unités pH à 8,79 unités pH sur les sites avec *A. pallipes* et de 6,42 unités pH à 8,31 unités pH sur les sites qui en sont dépourvus (Annexe 3). A l'exception de la Verdonnière (Ve1 et Ve2) et du Magot (M1 et M2), le pH ne présente pas de différence significative ($p > 0,05$) entre les sites 1 et 2 d'un même ruisseau (Tableau III-1). En revanche, quand les sites avec (ou sans) *A. pallipes* sont comparés deux à deux, les valeurs de pH sont quasiment toujours significativement différentes ($p < 0,05$) (Annexe 2, Tableau A2-2b).

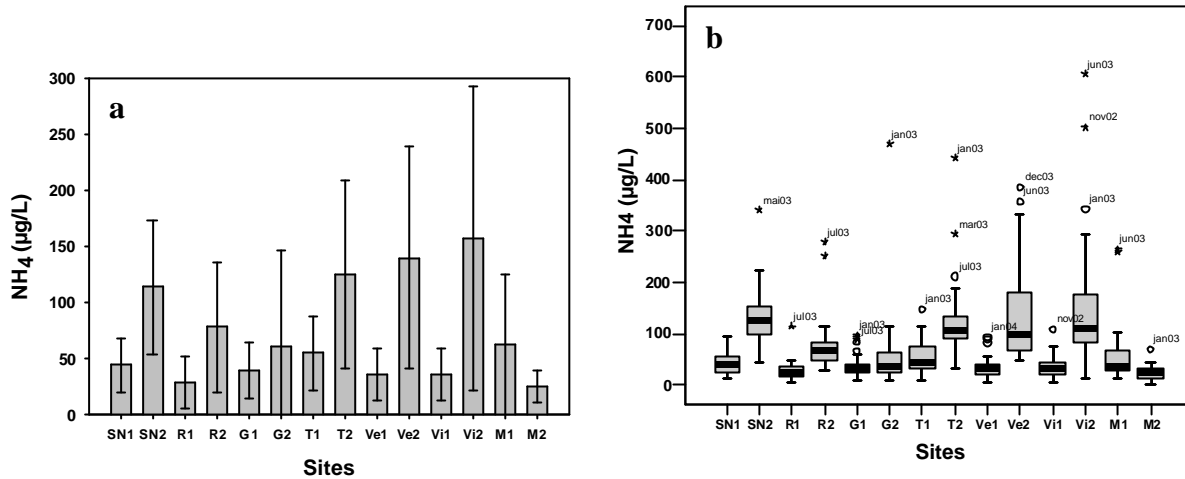
Les sites R1, G1, G2, Ve1, Vi1 et M1 présentent des variations temporelles (boîtes plus hautes) que les autres sites (Figure III-2b). Les valeurs maximales de pH ont été observées soit pendant des périodes de sécheresse (septembre 2003) soit pendant des épisodes pluvieux (janvier et avril 2003). Les valeurs minimales coïncident avec des périodes de précipitations (décembre et mai 2003 et janvier 2004).



Figures III-2a et b : (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre pH sur 14 des sites de prélèvements.

II.3.3 L'ammonium (NH₄)

Les valeurs moyennes en NH₄ sont très variables d'un site à un autre (Figure III-3a et Annexe 3). Sur les sites à écrevisses, les valeurs moyennes en NH₄ vont de 28,9±23,0 µg/L sur R1 à 62,3±63,3 µg/L sur M1. Sur les sites sans écrevisses, les valeurs moyennes sont comprises entre 60,7±86,1 µg/L (G2) et 156,7±135,3 µg/L (Vi2) (Figure III-3a et Annexe 3). Les sites avec *A. pallipes* présentent des valeurs de concentrations en NH₄ qui s'échelonnent de 2,2 µg/L à 265,4 µg/L. Les valeurs enregistrées sur les sites abritant *A. pallipes* sont toujours inférieures à celles rencontrées sur les sites sans écrevisse et les résultats du test de Kruskal-Wallis montrent que les concentrations en NH₄ sont significativement différentes (p<0,05) entre le site 1 et le site 2 d'un même ruisseau sauf dans le cas du Gâtineau (Tableau III-1). Lorsque les sites avec *A. pallipes* sont comparés entre eux, il apparaît que la plupart des combinaisons ne présentent pas de différences significatives (p>0,05) (Annexe 2, Tableau A2-2). L'inverse est observé pour les couples de sites sans *A. pallipes* (Annexe 2, Tableau A2-2). En ce qui concerne les variations temporelles, les sites abritant des écrevisses à pattes blanches présentent une faible variabilité (boîtes de petites dimensions) tandis que les sites sans écrevisse ont une variabilité saisonnière plus importante (Ve2 et Vi2 principalement) (Figure III-3b). Les concentrations maximales ont été enregistrées pour des périodes de prélèvements diverses mais principalement au cours de l'année 2003 (Figure III-3b).



Figures III-3a et b : (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre ammonium (NH₄) sur 14 des sites de prélèvements.

II.3.4 L'oxygène dissous (O₂), le potentiel d'oxydoréduction (E) et la température de l'eau (T)

Ces trois paramètres sont regroupés car ils sont connus pour évoluer conjointement. En effet, E sera d'autant plus élevé que la concentration en O₂ dissous est importante. Au contraire, le taux d'O₂ dissous et T suivent une évolution inversement proportionnelle.

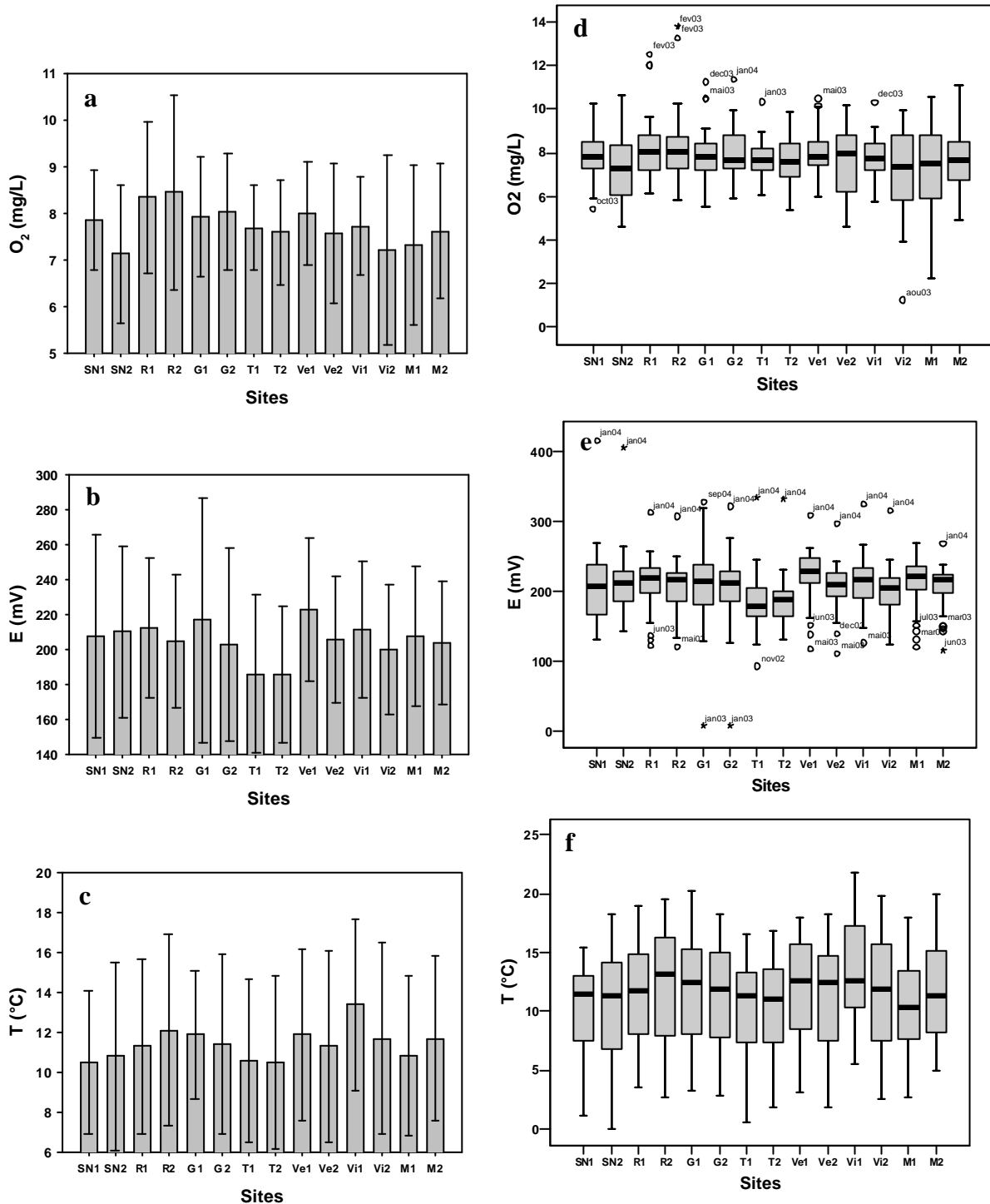
Les résultats du test de Kruskal-Wallis montrent qu'aucune différence significative ($p > 0,05$) n'existe pour ces trois paramètres entre les points amont et aval d'un même cours d'eau à l'exception du ruisseau de la Verdonnière vis-à-vis de E (Tableau III-1). Les gammes des valeurs moyennes pour l'O₂ dissous, E et T sur les sites abritant *A. pallipes* sont respectivement : 7,32±1,73 mg/L (M1) à 8,34±1,63 mg/L (R1), 186±45 mV (T1) à 223±41 mV (Ve1) et 10,5±3,6°C (SN1) à 13,4±4,3°C (Vi1) (Figures III-4a, b et c et Annexe 3). Sur les sites sans *A. pallipes*, les gammes de valeurs moyennes enregistrées sont les suivantes : 7,14±1,48 mg/L (SN2) à 8,03±1,26 mg/L (G2) d'O₂ dissous, 186±39 mV (T2) à 210±49 mV (SN2) pour E et 10,5±4,3°C (T2) à 12,1±4,8°C (R2) pour T (Figures III-4a, b et c et Annexe 3).

Les activités industrielles sur notre zone d'étude sont très réduites (Tableau II-2). Ainsi, les variations temporelles de ces trois paramètres sont étroitement liées aux conditions climatiques mais ne présentent pas tous la même réponse (Figures III-4d, e et f). En effet, T montre une amplitude plus importante que celles de la concentration en O₂ et de E. Cela se traduit graphiquement par de grandes boîtes avec des extensions bilatérales (« moustaches ») relativement longues. Les boîtes de plus petites dimensions de l'O₂ dissous et de E traduisent des variations saisonnières moindres. Les valeurs minimales de concentrations en O₂ dissous

ont été enregistrées sur les sites abritant *A. pallipes* : 5,49 mg/L, 5,42 mg/L et 4,93 mg/L respectivement sur G1, SN1 et M2 (Annexe 3). Ces valeurs ont été mesurées au mois d'août 2003 pour G1 et M2 et au mois d'octobre 2003 pour SN1. Des valeurs encore inférieures ont été notées sur les sites aval sans *A. pallipes* (Annexe 3). Les valeurs minimales de E ont été observées principalement au cours de l'année 2003 alors que les valeurs maximales correspondent quasiment toutes au prélèvement de janvier 2004 (Figure III-4e).

La pose de thermomètres enregistreurs sur chacun des sites étudiés en 2003, 2004 et 2005 (Chapitre II, II.1.2) permet de fournir des données de températures très détaillées. Seuls les résultats relatifs aux enregistrements obtenus pendant les mois les plus chauds (juillet, août et septembre) ont été présentés dans ce paragraphe. Les quelques données manquantes correspondent à des pertes ou des dysfonctionnements des thermomètres. Les graphes représentant l'évolution des températures moyennes journalières pendant les trois mois d'été 2003, 2004 et 2005 ont été rassemblés dans l'annexe 4. Pour des raisons de lisibilité, les écarts types journaliers n'ont pas été représentés sur ces graphes. Des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés sur les données de températures pour la période précédemment citée (Tableau A2-3, Annexe 2). Ainsi, exception faite du Gâtineau, les températures enregistrées pendant les mois de juillet et d'août sont significativement différentes ($p < 0,05$) entre les deux stations d'un même ruisseau pour les trois années. Pour les mois de septembre, les températures ne sont pas statistiquement différentes ($p > 0,05$) entre les stations 1 et 2 d'un cours d'eau, sauf pour le Gâtineau en 2003. Ces résultats soulignent l'importance d'un suivi journalier de la température puisque aucune différence significative n'avait été observée précédemment en se basant uniquement sur des relevés ponctuels. Sur l'ensemble des ruisseaux, les températures moyennes journalières du mois d'août 2003 sont supérieures à celles de mois d'août 2004 et 2005. En effet, le département des Deux-Sèvres a connu une vague de canicule en août 2003 et, pendant 10 à 12 jours les températures moyennes journalières de l'air s'élevaient au dessus de 35°C (données Météo France). Ainsi, ce phénomène a permis d'observer, sur certains sites abritant *A. pallipes*, des moyennes de températures journalières supérieures à 18°C pendant plusieurs jours consécutifs (Tableau III-2). En effet, la température de 18°C est considérée par de nombreux auteurs comme la température maximale au-delà de laquelle *A. pallipes* ne pourrait plus vivre (Chapitre I, IV.2.2). Le tableau III-2 et l'annexe 4 montrent que sur les ruisseaux de la Rourie et du Gâtineau les valeurs moyennes journalières de la température ont été supérieures à 18°C pendant 7 à 19 jours consécutifs au cours des mois de juillet et août 2003 et 2005. Les valeurs enregistrées au mois d'août 2003 sont particulièrement intéressantes avec respectivement 16 et 27 jours de températures supérieures à 18°C sur R1 et

le G1 (Tableau III-2). Les populations d'*A. pallipes* se sont maintenues sur ces sites malgré les conditions difficiles (Chapitre II, II.3). Sur G1, des températures moyennes supérieures à 22°C ont même été notées pendant une semaine (du 7 au 14 août 2003) (Annexe 4).



Figures III-4a, b, c, d, e et f: (a, b et c) Valeurs moyennes et écarts-types et (d, e et f) « boîtes à moustaches » pour les paramètres oxygène dissous (O_2), potentiel d'oxydo-réduction (E) et température de l'eau sur 14 des sites de prélèvements.

Tableau III-2 : Nombre de jours où la température moyenne de l'eau a été supérieure à 18°C pendant les mois de juillet, août et septembre 2003, 2004 et 2005. Les nombres entre parenthèses indiquent le nombre de jours consécutifs où la température s'est élevée au dessus de 18°C.

	Juillet 2003	Juillet 2004	Juillet 2005	Août 2003	Août 2004	Août 2005	Septembre 2003	Septembre 2004	Septembre 2005
SN1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SN2	22 (17)	2 (0)	ND	29 (22)	1	ND	0	0	0
R1	3	0	0	16 (14)	0	0	0	0	0
R2	16 (13)	14 (12)	ND	28	15 (12)	ND	0	8	0
G1	11 (8)	ND	10 (7)	27 (19)	ND	0	0	ND	2
G2	10 (8)	5 (3)	10 (7)	23 (18)	15 (7)	1	0	7	3 (2)
T1	0	ND	0	3 (2)	ND	0	0	0	0
T2	ND	0	8 (6)	ND	4 (3)	0	0	5 (4)	1
Ve1	0	0	0	7 (4)	0	0	0	0	0
Ve2	17 (16)	3 (2)	10 (7)	29	14 (10)	6 (3)	0	7	Asséché
Vi1	0	0	ND	10	2	ND	0	7	0
Vi2	15 (9)	ND	ND	22 (16)	ND	ND	0	ND	ND
M1	ND	ND	Asséché	Asséché	ND	Asséché	Asséché	Asséché	Asséché
M2	ND	0	8 (6)	ND	3 (2)	0	ND	0	1

ND pour Non Disponible

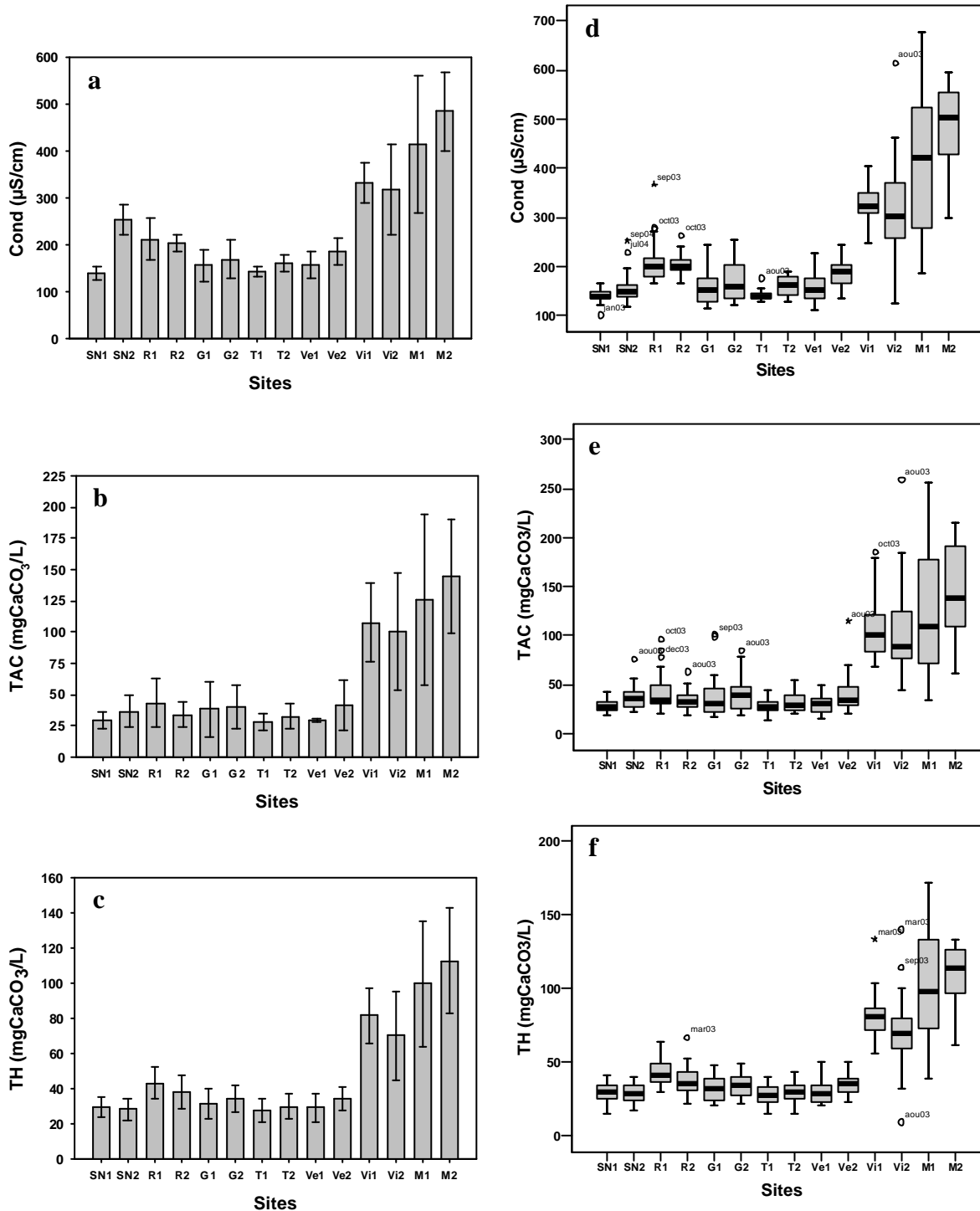
II.3.5 La conductivité (Cond), le titre hydrométrique (TH), le titre alcalimétrique (TAC), la silice (Si), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg)

Les six paramètres que sont Cond, TH, TAC et les concentrations en Si, Ca et Mg sont étroitement liés à la géologie du substrat. Ainsi, la Sèvre Nantaise (SN), la Rourie (R), le Gâtineau (G), le Thouet (T) et la Verdonnière (Ve) qui coulent sur des roches siliceuses métamorphiques présentent des valeurs similaires pour ces paramètres, à l'exception du Mg. Il en est de même pour la Viette (Vi) et le Magot (M) qui coulent sur des roches calcaréo-marneuses. Dans ce second cas, les valeurs de Cond, TH, TAC et Ca sont supérieures à celles enregistrées sur le premier groupe de ruisseaux (Figures III-5a, b, c et g Annexe 3). En ce qui concerne Si, les concentrations sont alors supérieures sur la Sèvre Nantaise, la Rourie, le Gâtineau, le Thouet et la Verdonnière que sur la Viette et le Magot (Figure III-5i et Annexe 3). Les gammes de valeurs moyennes pour Cond, TH, TAC, Ca et Si

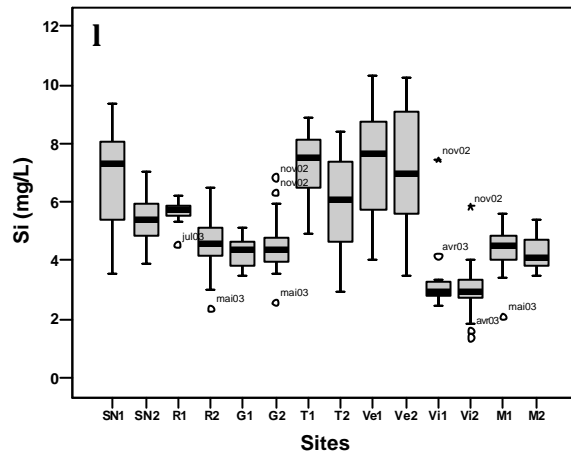
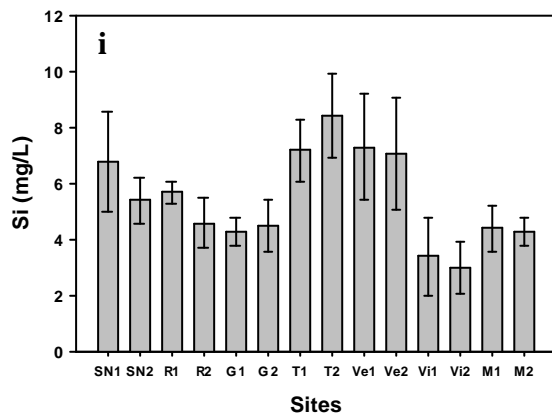
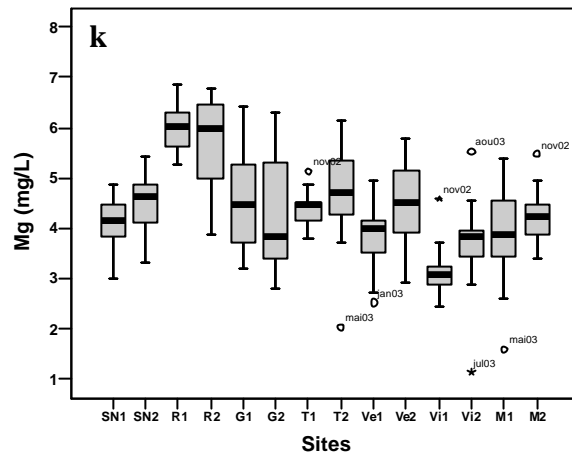
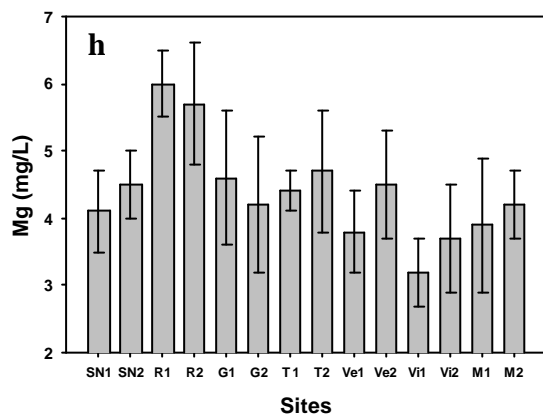
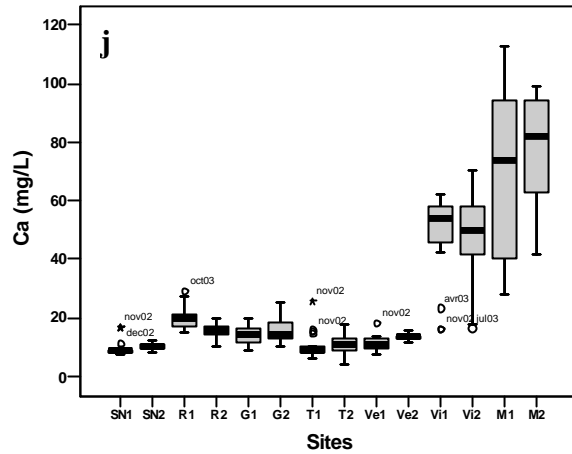
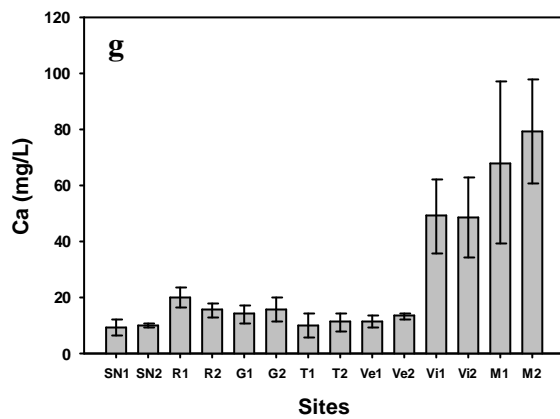
sur les sites abritant *A. pallipes* sont, respectivement : 140 ± 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SN1) à 484 ± 85 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (M2), $27,9 \pm 6,8$ mgCaCO_3/L (T1) à $112,6 \pm 30,1$ mgCaCO_3/L (M2), $27,9 \pm 6,7$ mgCaCO_3/L (SN1) à $144,7 \pm 46,0$ mgCaCO_3/L (M2), $6 \pm 2,9$ mg/L (SN1) à $79,3 \pm 18,4$ mg/L (M2) et $3,4 \pm 1,4$ mg/L (Vi1) à $7,3 \pm 1,9$ mg/L (Ve1) (Figures III-5a, b, c, g et i et Annexe 3). Sur les sites sans *A. pallipes*, ces valeurs s'échelonnent alors de 161 ± 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (T2) à 318 ± 98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Vi2) pour Cond, de $36,7 \pm 12,3$ mgCaCO_3/L (SN2) à $70,0 \pm 25,0$ mgCaCO_3/L (Vi2) et de $32,7 \pm 10,2$ mgCaCO_3/L (T2) à $100,4 \pm 46,6$ mgCaCO_3/L (Vi2) pour TH et TAC respectivement, et enfin de $10,0 \pm 0,9$ mg/L (SN2) à $48,4 \pm 14,4$ mg/L (Vi2) et de $3,0 \pm 0,9$ mg/L (Vi2) à $5,9 \pm 1,5$ (T2) pour les concentrations en Ca et en Si respectivement (Figures III-5a, b, c, g et i et Annexe 3). A l'exception de quelques ruisseaux (Sèvre Nantaise, Rourie et Verdonnière le plus souvent), les valeurs de Cond, TH, TAC et des concentrations en Si ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les stations 1 et 2 d'un même cours d'eau (Tableau III-1). Au contraire, les concentrations en Ca apparaissent comme le plus souvent statistiquement différentes ($p < 0,05$) entre ces stations (Tableau III-1) sauf sur le Gâtineau, la Viette et le Magot. La figure III-5h montre que les concentrations en Mg ne suivent pas une évolution aussi nette que les autres paramètres précédemment cités. En effet, le ruisseau de la Rourie qui coule sur des roches siliceuses métamorphiques présente les valeurs les plus élevées. Les concentrations en Mg varient de $3,2 \pm 0,5$ mg/L (Vi1) à $6,0 \pm 0,5$ mg/L (R1) et de $3,7 \pm 0,8$ mg/L (Vi2) à $5,7 \pm 0,9$ mg/L (R2) sur les sites avec et sans *A. pallipes* respectivement. Les sites amont et aval du Thouet, de la Verdonnière et de la Viette présentent des concentrations en Mg statistiquement différentes ($p < 0,05$) (Tableau III-1). Pour ces six paramètres, les valeurs enregistrées sont la plupart du temps significativement différentes entre elles ($p < 0,05$) lorsque les stations sont comparées deux à deux (Tableau A2-2, Annexe 2).

Les évolutions temporelles (Figures III-5d, e, f, l, j et k) de ces différents paramètres montrent que seuls la Viette et le Magot présentent des variations temporelles importantes (grandes boîtes) sauf pour les concentrations en Mg et en Si. Les valeurs maximales de Cond et de TAC ont été principalement enregistrées pendant les mois les plus chauds de l'année 2003 (août, septembre et octobre) au moment où les eaux sont les plus basses et où les ions sont donc les plus concentrés. Paradoxalement, les concentrations maximales en TH et en Ca ont plutôt été observées pendant des périodes automnales ou hivernales (septembre, octobre, novembre, mars). Pour Mg, les variations temporelles sont aléatoires. Ainsi, G1, G2, R2, T2, Ve2 et M1 présentent des variations temporelles plus importantes que les autres sites. Les valeurs maximales et minimales en Mg n'ont pas été enregistrées pour une saison donnée.

Pour les concentrations en Si, seuls T1, T2, Ve1, Ve2 et SN1 laissent apparaître des variations saisonnières importantes. Les valeurs maximales de concentration en Si ont principalement été observées en hiver (novembre 2002) alors que les valeurs minimales l'ont été au printemps (avril et mai 2003).



Figures III-5a, b, c, d, e et f: (a, b et c) Valeurs moyennes et écarts-types et (d, e et f) « boîtes à moustaches » pour les paramètres conductivité (Cond), titre alcalimétrique (TAC) et titre hydrométrique (TH) sur 14 des sites de prélèvements.

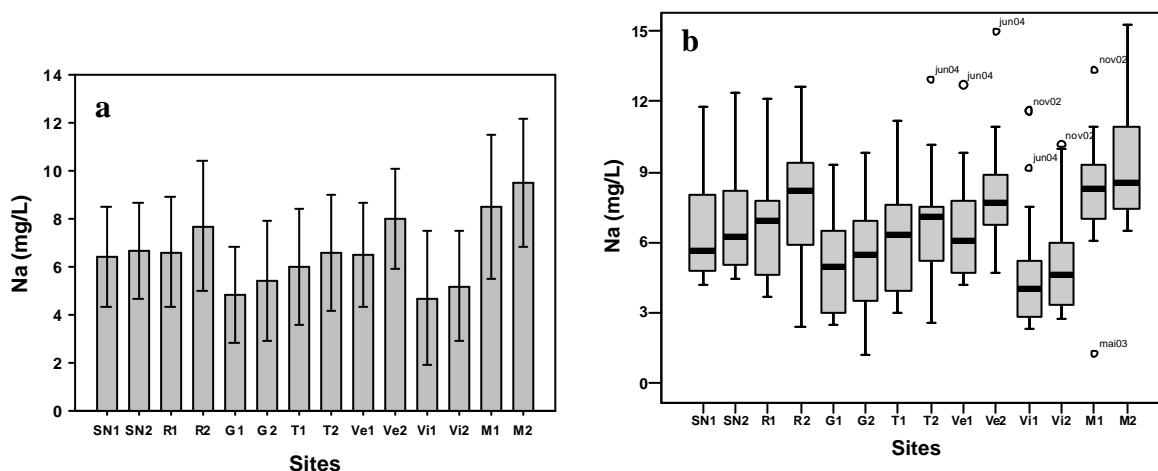


Figures III-5g, h, i, j, k et l : (g, h et i) Valeurs moyennes et écarts-types et (j, k et l) « boîtes à moustaches » pour les paramètres concentration en calcium (Ca), concentration en magnésium (Mg) et concentration en silice (Si) sur 14 des sites de prélèvements.

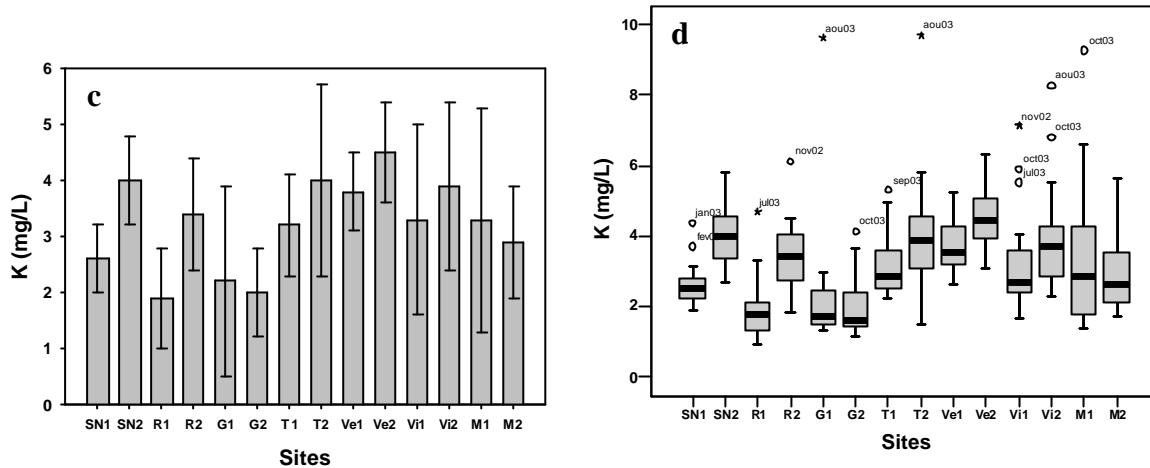
II.3.6 Le sodium (Na) et le potassium (K)

Sur les sites avec *A. pallipes* la concentration moyenne en Na varie de $4,7 \pm 2,8$ mg/L (Vi1) à $9,5 \pm 2,7$ mg/L (M2). Sur les sites sans écrevisse à pattes blanches, les concentrations s'échelonnent de $5,2 \pm 2,3$ mg/L à $8,0 \pm 2,1$ mg/L respectivement sur Vi1 et Ve1 (Figure 6a et Annexe 3). Seul le ruisseau de la Verdonnière présente des concentrations en Na significativement différentes ($p < 0,05$) entre les sites 1 et 2 (Tableau III-1). De la même façon, la majorité des combinaisons de stations présentent des valeurs de Na significativement différentes (Tableau A2-2, Annexe 2). Les grandes boîtes de la figure III-6b dénotent d'importantes variations temporelles des concentrations en Na. De plus toutes les boîtes possèdent de longues extensions vers le haut ce qui indique que la distribution peut être biaisée par les fortes concentrations. Les valeurs maximales ont toutes été enregistrées pendant les mois de novembre 2002 ou de juin 2004.

Les concentrations moyennes en K sur les sites avec *A. pallipes* s'échelonnent de $1,9 \pm 0,9$ mg/L (R1) à $3,3 \pm 1,7$ mg/L (Ve1). Cette gamme varie de $2,0 \pm 0,8$ mg/L (G2) à $4,5 \pm 0,9$ mg/L (Ve2) sur les sites sans *A. pallipes* (Figure 6c et Annexe 3). Seuls les ruisseaux du Gâtineau, de la Viette et du Magot ne présentent pas de différence significative ($p > 0,05$) entre les points 1 et 2 (Tableau III-1). Le tableau A2-2 (Annexe 2) montre aussi que plusieurs combinaisons de sites sans *A. pallipes* ne présentent pas de valeurs de K significativement différentes. Les variations temporelles des concentrations en K sont moindres que celles observées pour Na (Figure III-6d) à l'exception de M1. Les valeurs maximales n'ont pas été enregistrées à une saison particulière.



Figures III-6a et b : (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre concentration en sodium (Na) sur 14 des sites de prélèvements.

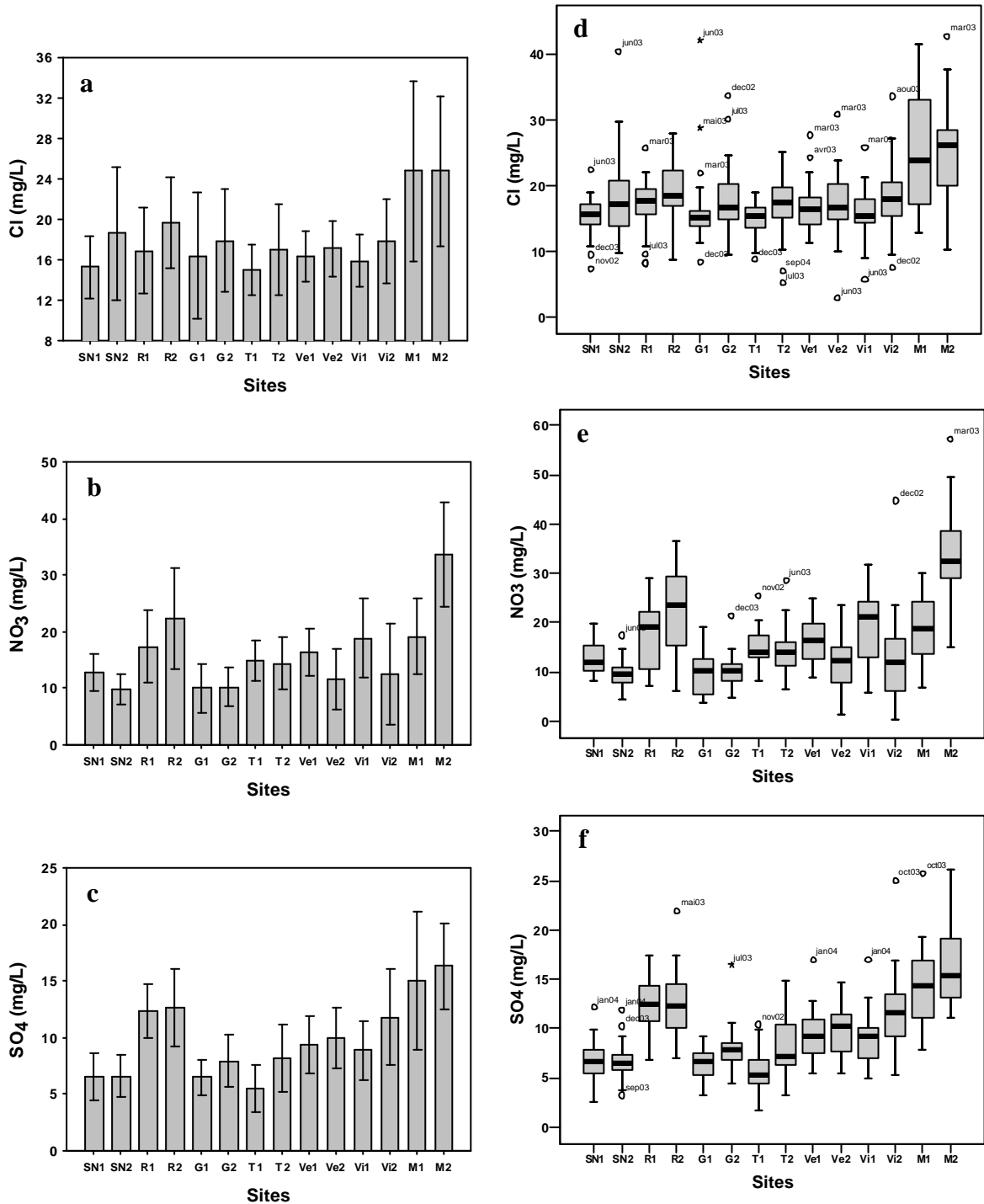


Figures III-6c et d: (c) Valeurs moyennes et écarts-types et (d) « Boîtes à moustaches » pour le paramètre concentration potassium (K) sur 14 des sites de prélèvements.

II.3.7 Les chlorures (Cl), les nitrates (NO_3) et les sulfates (SO_4)

Les concentrations moyennes des trois anions Cl, NO_3 et SO_4 évoluent de façon similaire et les valeurs maximales ont toujours été notées sur les mêmes sites (Annexe 3). Ainsi, sur les stations abritant *A. pallipes*, ces concentrations varient de $15,0 \pm 2,5$ mg/L (T1) à $24,8 \pm 7,4$ mg/L (M2), de $10,0 \pm 4,4$ mg/L (G1) à $33,6 \pm 9,2$ mg/L (M2) et de $8,2 \pm 3,0$ mg/L (T1) à $16,3 \pm 3,8$ mg/L (M2) pour Cl, NO_3 et SO_4 respectivement (Figures III-7a, b et c et Annexe 3). Sur les sites dépourvus d'*A. pallipes*, ces mêmes concentrations s'échelonnent de $17,0 \pm 4,5$ mg/L (T2) à $19,6 \pm 4,5$ mg/L (R2) pour Cl, de $9,9 \pm 2,6$ mg/L (SN2) à $22,4 \pm 9,0$ mg/L (R2) pour NO_3 et de $6,6 \pm 1,9$ mg/L (SN2) à $12,7 \pm 3,4$ mg/L (R2) pour SO_4 (Figures III-7a, b et c et Annexe 3). Seuls la Rourie, le Gâtineau et le Thouet présentent des différences significatives ($p < 0,05$) entre les points 1 et 2 pour les concentrations en Cl; pour les concentrations en SO_4 , il s'agit alors du Thouet et de la Viète (Tableau III-1). Pour les concentrations en NO_3 , seuls le Gâtineau et le Thouet ne présentent pas de différence significative ($p > 0,05$) (Tableau III-1). Quand les stations sont comparées deux à deux, il apparaît pour Cl que la plupart des combinaisons ne présente pas de différence significative, pour NO_3 qu'une majorité des sites sans *A. pallipes* ne montre pas de différence significative et pour SO_4 qu'un grand nombre de combinaisons montre des différences significatives (Tableau A2-2, Annexe 2). Pour NO_3 et SO_4 , les ruisseaux présentent la même amplitude de variation temporelle (grandeur de boîtes) sur le site amont et sur le site aval (exception : Sèvre Nantaise et Gâtineau) même si les positions des médianes sont différentes (Figures III-7d, e et f). Les variations temporelles des concentrations en Cl ont été plus importantes sur les sites sans *A. pallipes* à l'exception de M1 qui présente une boîte très

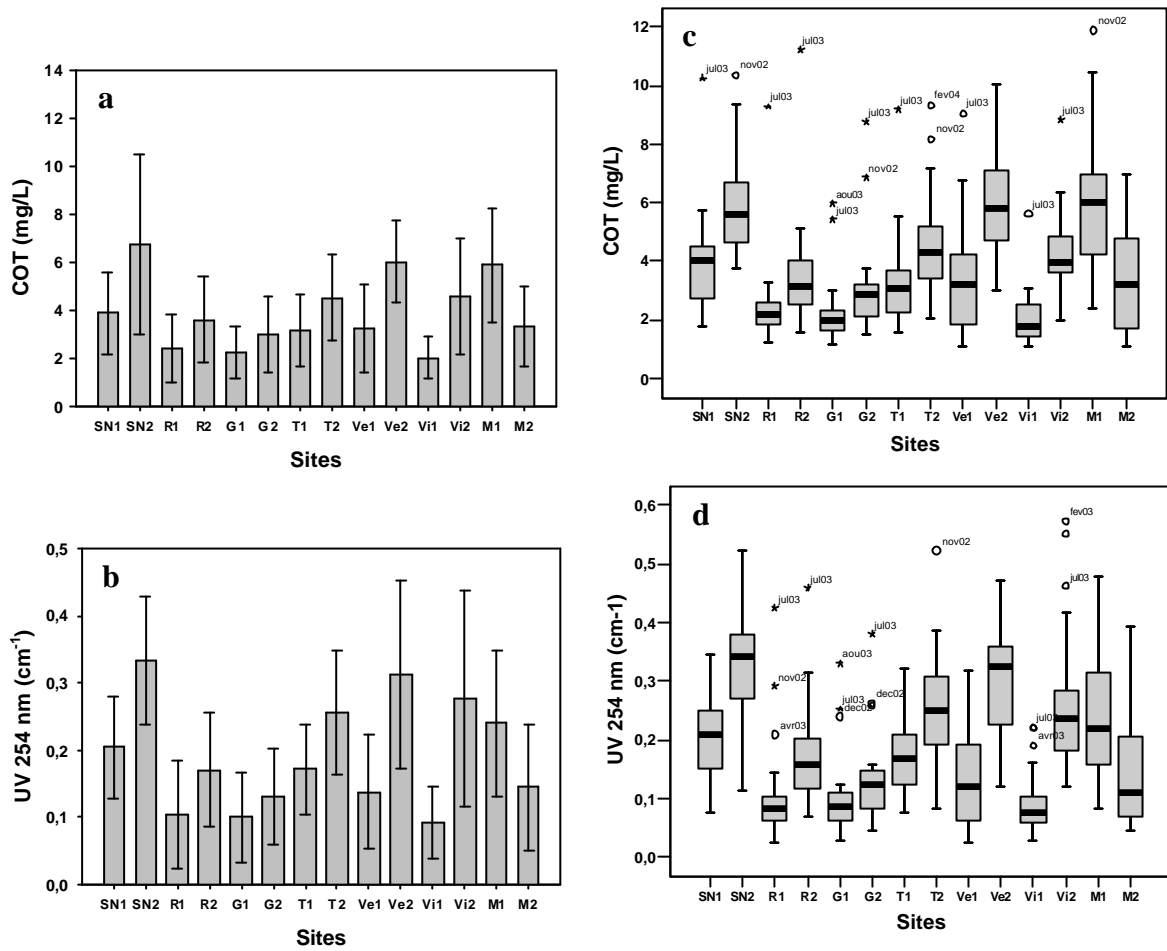
grande comparée aux autres (Figure III-7d). Les concentrations maximales en Cl ont toutes été enregistrées au cours de l'année 2003 et les minimales correspondent essentiellement à des mesures estivales. Les valeurs maximales des concentrations en NO_3 (57,2 mg/L au maximum sur M2) ont été relevées principalement en hiver (Figure III-7e). Les concentrations maximales en SO_4 ont été enregistrées pour des périodes différentes (Figure III-7f).



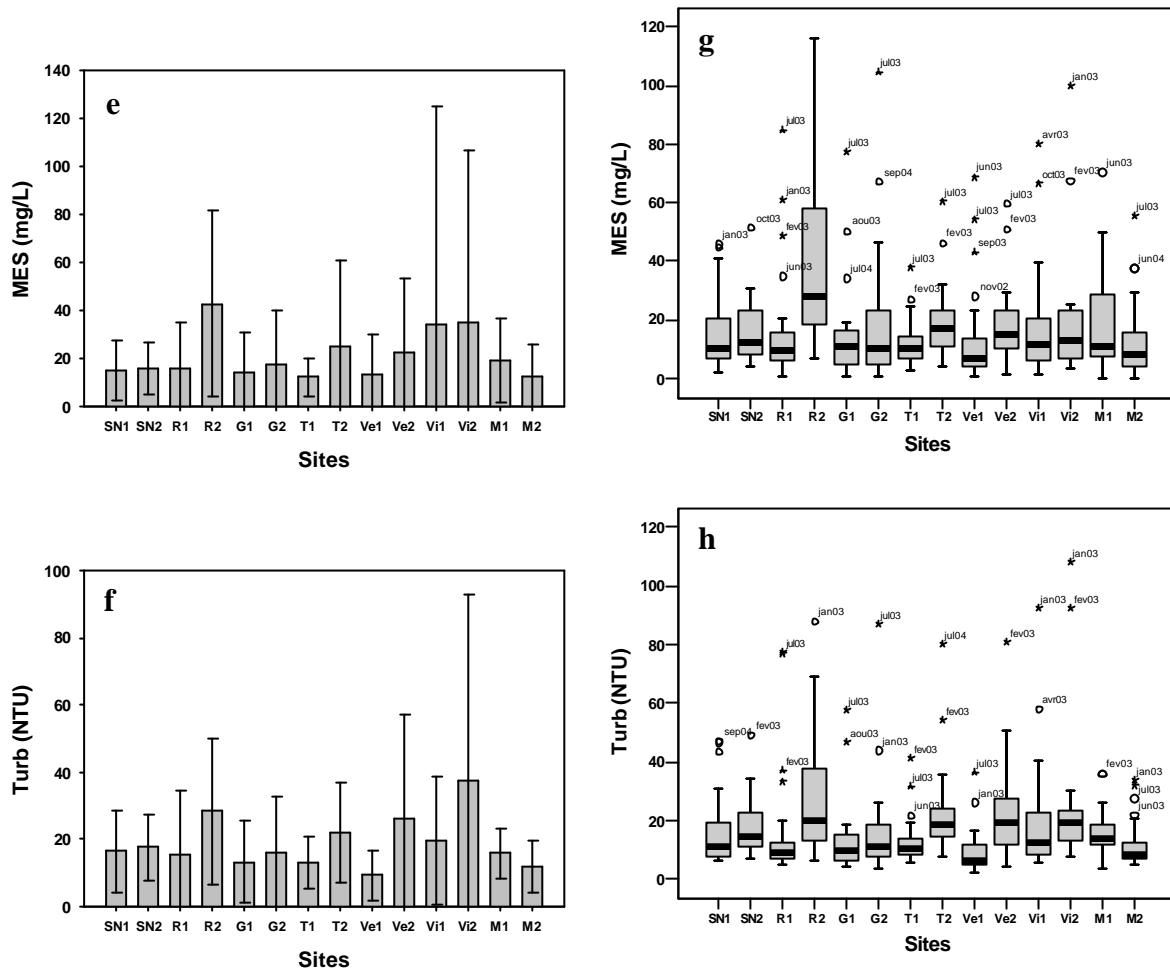
Figures III-7a, b, c, d, e et f: (a, b et c) Valeurs moyennes et écarts-types et (d, e et f) « boîtes à moustaches » pour les paramètres concentration en chlorures (Cl), en nitrates (NO_3) et en sulfates (SO_4) sur 14 des sites de prélèvements.

II.3.8 Le carbone organique total (COT), l'absorbance UV à 254 nm (UV254), les matières en suspensions (MES) et la turbidité (Turb)

Les quatre paramètres COT, UV254, MES et Turb suivent des évolutions similaires deux à deux : (i) COT et UV254 et, (ii) MES et Turb. Ces paramètres sont tous étroitement liés aux conditions climatiques (précipitations) et aux activités anthropiques. Sur les sites avec *A. pallipes* les valeurs moyennes s'échelonnent de $2,04 \pm 0,91$ mg/L (Vi1) à $5,88 \pm 2,38$ mg/L (M1) et de $0,092 \pm 0,054$ cm⁻¹ (Vi1) à $0,240 \pm 0,109$ cm⁻¹ (M1) pour les concentrations en COT et l'absorbance UV254 respectivement (Figures III-8a et b et Annexe 3). Pour les concentrations en MES et Turb, les valeurs varient respectivement de $12,1 \pm 8,2$ mg/L (T1) à $22,6 \pm 30,8$ mg/L (Vi1) et de $9,4 \pm 7,4$ NTU (Ve1) à $16,4 \pm 12,0$ NTU (SN1) (Figures III-8e et f et Annexe 3). Sur les sites sans *A. pallipes*, les valeurs oscillent de $2,99 \pm 1,56$ mg/L (G2) à $6,75 \pm 3,72$ mg/L (SN2) pour le COT, de $0,131 \pm 0,070$ cm⁻¹ (G2) à $0,333 \pm 0,096$ cm⁻¹ (SN2) pour l'absorbance UV254, de $15,5 \pm 10,8$ mg/L (SN2) à $42,9 \pm 39,0$ mg/L (R2) pour les MES et enfin de $17,6 \pm 9,7$ NTU (SN2) à $37,3 \pm 55,4$ NTU (Vi2) pour la Turb. Pour les paramètres COT et UV254, tous les ruisseaux présentent des valeurs statistiquement différentes ($p < 0,05$) entre les stations amont et aval (Tableau III-1). Pour les MES, seuls la Rourie, le Thouet et la Verdonnière présentent des valeurs significativement différentes ($p < 0,05$) ; pour la turbidité s'ajoutent les ruisseaux de la Viette et du Magot (Tableau III-1). Le tableau A2-2 (Annexe 2) montre que la majorité des combinaisons de stations présentent des valeurs significativement différentes pour le COT et l'UV254 alors que l'inverse se produit pour les MES et Turb. Les variations temporelles du COT et de l'UV254 sont identiques (Figures III-8c et d). Celles observées sur R1, G1 et Vi1 sont inférieures à celles notées sur les autres stations. Les boîtes obtenues pour certains sites comme Ve1 et M1 présentent de longues « moustaches » qui traduisent une forte influence des valeurs extrêmes sur les moyennes arithmétiques. Les valeurs maximales en COT et en absorbance UV254 ont principalement été relevées soit pendant des épisodes pluvieux (novembre 2002, février 2004) soit pendant les périodes d'étiage (juillet, août 2003) (Figures III-8c et d). Les variations temporelles des MES et Turb suivent une évolution similaire (Figures III-8g et h) et sont faibles à moyennes sur l'ensemble des stations étudiées, à l'exception de R2 qui présente d'importantes variations probablement liées aux animaux de ferme qui traversent le ruisseau et s'y abreuvent directement. Les valeurs maximales de ces deux paramètres ont aussi été relevées soit après des précipitations soit en période d'étiage.



Figures III-8a, b, c et d: (a et b) Valeurs moyennes et écarts-types et (c et d) «boîtes à moustaches» pour les paramètres carbone organique total (COT) et absorbance UV à 254 nm (UV254) sur 14 des sites de prélèvements.



Figures III-8e, f, g et h: (e et f) Valeurs moyennes et écarts-types et (g et h) «boîtes à moustaches» pour les paramètres matières en suspension (MES) et turbidité (Turb) sur 14 des sites de prélèvements.

II.4 Evaluation de la qualité des eaux selon le SEQ-Eau

Les valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques mesurés dans cette étude ont été comparées à la grille d'évaluation du SEQ-Eau afin de visualiser à quelles gammes de qualité correspondent nos sites de prélèvements (Chapitre I, V.2). Le tableau III-3 présente pour chaque site les paramètres regroupés en altérations et la codification couleur de qualité à laquelle ils correspondent. Rappelons que les couleurs bleu, verte, jaune, orange et rouge font références respectivement à une eau de très bonne, bonne, passable, mauvaise et très mauvaise qualité (Simonet, 2001). Ainsi, l'ensemble des sites avec et sans *A. pallipes* présentent une eau de bonne à très bonne qualité. Les seuls paramètres déclassants (jaune et orange) correspondent aux concentrations en MES et en NO_3 . Les valeurs passables et mauvaises de NO_3 se rencontrent dans les deux types de stations alors que les valeurs passables de MES ont été majoritairement enregistrées sur les sites sans *A. pallipes*.

Tableau III-3 : Valeurs moyennes, pour 14 des sites de prélèvement, des paramètres pris en compte dans la grille d'évaluation du SEQ-Eau. Les couleurs bleu, verte, jaune, orange et rouge font références respectivement à une eau de très bonne, bonne, passable, mauvaise et très mauvaise qualité.

	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2
Matières Organiques et Oxydables :														
O ₂ (mg/L)	7,86	7,14	8,34	8,45	7,94	8,03	7,69	7,59	8,01	7,58	7,73	7,22	7,32	7,62
COT (mg/L)	3,91	6,75	2,42	3,62	2,23	2,99	3,20	4,52	3,27	6,01	2,04	4,60	5,88	3,36
Matières azotées :														
NH ₄ (µg/L)	44,4	133,9	28,9	78,5	39,6	60,7	55,0	125,4	36,0	139,9	35,4	156,7	62,3	24,8
Nitrates														
NO ₃ (mg/L)	12,7	9,9	17,4	22,4	10,0	10,2	14,9	14,4	16,4	11,7	18,8	12,5	19,1	33,6
Particules en Suspension :														
MES (mg/L)	15,3	15,9	16,1	42,9	14,4	17,9	12,1	25,3	13,2	22,6	34,0	34,9	18,9	12,9
Turb (NTU)	16,4	17,6	15,7	28,3	13,4	16,3	13,0	22,2	13,2	22,6	34,0	34,9	15,8	12,9
Température :														
T (°C)	10,5	10,8	11,3	12,1	11,9	11,4	10,6	10,5	11,9	11,3	13,4	11,7	10,8	11,7
Minéralisation :														
Cond (µS/cm)	140	158	212	204	156	169	142	161	157	186	332	318	415	484
Cl (mg/L)	15,3	18,6	16,9	19,6	16,4	17,9	15,0	17,0	16,7	17,1	15,9	17,8	24,8	24,8
SO ₄ (mg/L)	6,6	6,6	12,3	12,7	6,5	7,9	5,5	8,2	9,4	10,0	8,9	11,8	15,1	16,3
Ca (mg/L)	9,6	10,0	20,0	15,4	14,1	15,6	10,0	11,2	11,2	13,3	49,0	48,4	68,0	79,3
Mg (mg/L)	4,1	4,5	6,0	5,7	4,6	4,2	4,4	4,7	3,8	4,5	3,2	3,7	3,9	4,2
Na (mg/L)	2,1	6,7	6,6	7,7	4,8	5,4	6,0	6,6	6,5	8,0	4,7	5,2	8,5	9,5
K (mg/L)	2,6	4,0	1,9	3,4	2,2	2,0	3,2	4,0	3,8	4,5	3,3	3,9	3,3	2,9
TAC (mgCaCO ₃ /L)	27,9	36,7	43,1	33,7	38,3	40,2	28,1	32,7	30,0	41,1	107,8	100,4	125,8	144,7
TH (mgCaCO ₃ /L)	29,7	28,4	43,3	38,0	31,8	34,4	27,5	29,9	29,1	34,5	81,7	70,0	99,8	112,6
Acidification :														
pH	6,80	6,85	7,39	7,41	7,41	7,45	6,89	7,00	7,12	7,31	7,69	7,61	7,69	7,80

II.5 Bilan intermédiaire

Bien que notre étude ait été conduite sur plusieurs mois consécutifs, les résultats présentés dans les paragraphes précédents mettent en évidence la difficulté à distinguer des zones propices à l'écrevisse à pattes blanches en se basant uniquement sur les moyennes des paramètres physico-chimiques. En effet, le tableau III-1 montre que tous les ruisseaux présentent des valeurs moyennes significativement différentes entre les sites amont et aval que pour les seuls paramètres Haut, COT et UV254. C'est pourquoi dans le paragraphe qui suit, les paramètres ne seront plus considérés un à un mais dans leur ensemble grâce à une approche multidimensionnelle que permettent l'ACP et les méthodes de regroupement.

II.6 Traitements par analyses multidimensionnelles

II.6.1 Généralités

Comme cela a été décrit dans le chapitre II (III.2.1.1), les composantes principales sont construites par combinaisons linéaires des variables initiales. Ces axes définissent un espace de dimension réduite qui rend compte du maximum de l'information à traiter dans lequel sont projetés les 23 paramètres initiaux. Ainsi, chaque variable sera plus ou moins corrélée à chacune des composantes. Les coefficients de corrélation liant les variables aux quatre premières composantes seront fournies dans la suite de cette étude. Plus ce coefficient est proche de 1, meilleure la corrélation est. Ainsi, plus une variable est proche d'un axe, mieux elle est définie par celui-ci. Cependant, pour des raisons de clarté, seules les représentations dans le plan des deux premières composantes seront exploitées. Ces représentations ont été obtenues après une rotation orthogonale « Varimax ». Cette rotation fournit une représentation plus simple et plus informative en diminuant d'une part, la contribution à la construction des axes des variables les moins significatives et en augmentant d'autre part, celle des variables les mieux représentées.

Avant chaque analyse, une mesure de la faisabilité a été effectuée à l'aide du test de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) qui mesure l'adéquation de l'échantillonnage avec l'ACP. Plus la valeur de cet indice est proche de 1 plus l'adéquation est satisfaisante.

II.6.2 ACP pour les ruisseaux un à un

Des ACP ont été réalisées sur chacun des sept cours d'eau prospectés considérés dans ce chapitre. L'annexe 5 rassemble les projections des 23 variables mesurées sur chacun des ruisseaux dans le premier plan principal ainsi que les représentations des deux stations de chaque ruisseau en fonction des deux composantes principales définies. Le tableau III-4 rassemble les pourcentages de variances expliquées par chacun des quatre premiers axes principaux pour chaque ruisseau.

Les valeurs des coefficients de KMO et les pourcentages de la variance totale expliquée par les deux premiers axes principaux obtenus pour chacun des ruisseaux pris séparément sont peu élevés de 0,517 à 0,662 et de 31,6% à 41,7% respectivement (Tableau III-4).

Tableau III-4 : Pourcentage de la variance totale expliquée par chacune des quatre premières composantes et valeur de l'indice de KMO pour les sept ruisseaux étudiés. Les pourcentages entre parenthèses indiquent les cumuls de variance expliquée.

	CP1	CP2	CP3	CP4	KMO
SN	18,6	16,2 (34,8)	13,4 (48,2)	8,8 (57,0)	0,578
R	22,1	16,5 (38,6)	10,8 (49,4)	9,5 (58,9)	0,564
G	18,7	17,9 (36,6)	14,8 (51,4)	9,3 (60,7)	0,588
T	16,1	15,5 (31,6)	11,8 (43,4)	9,9 (53,3)	0,543
Ve	19,4	18,6 (38,0)	13,1 (51,1)	10,0 (61,1)	0,662
Vi	19,1	19,1 (38,2)	14,2 (52,4)	11,3 (52,4)	0,594
M	25,0	16,7 (41,7)	13,8 (55,5)	13,3 (61,8)	0,517

CP pour Composante Principale

Cependant, l'étude des ACP pour chaque ruisseau considéré individuellement semble intéressante pour visualiser les différences de contribution des paramètres à la construction des axes principaux. En effet, la première composante est celle pour laquelle la variance des individus est maximale. L'annexe 5 montre que la première composante pour les analyses réalisées sur la Sèvre Nantaise, le Gâtineau et le Magot est principalement construite par des paramètres à caractère minéral (Cond, TH, TAC, Cl, SO₄, Mg, Ca). Pour les quatre autres ruisseaux, le premier axe principal est majoritairement construit par des paramètres à caractère organique (Turb, MES, COT, UV254) auxquels sont souvent associés K et NH₄. En ce qui concerne la distribution des stations amont et aval en fonction des deux premières composantes principales, deux groupes se distinguent sauf pour les ruisseaux du Gâtineau et

du Magot où un seul nuage de points est observé (Annexe 5). En effet, il existe un premier nuage de points composé par les prélèvements sur les sites amont avec *A. pallipes* et un second constitué par les sites aval sans *A. pallipes*. Ces deux nuages se répartissent le long de l'axe construit par les paramètres minéraux. Cependant, dans le cas du Thouet, de la Verdonnière et de la Viette, une déviation du nuage de point des sites sans *A. pallipes* est observée vers l'axe composé par les paramètres organiques.

II.6.3 ACP pour les sept ruisseaux dans leur ensemble

La figure III-9 représente la position des 23 variables physico-chimiques dans le plan principal à deux composantes après une rotation « Varimax ». La valeur de l'indice KMO pour cette analyse est de 0,775. Le tableau III-5 donne les valeurs des coefficients de corrélation liant les variables aux quatre premiers axes principaux. Ainsi, l'axe 1 est construit à l'aide de paramètres à caractère minéral (pH, Cond, NO₃, SO₄, Cl, TH, TAC, Ca) tandis que les variables à caractère organique (COT, MES, UV254, Fluo A et C) caractérisent la composante 2. Il est intéressant de noter que les paramètres T et concentration en O₂ dissous ne sont bien définis qu'au niveau de la quatrième composante. Cette quatrième composante traduit alors l'influence saisonnière.

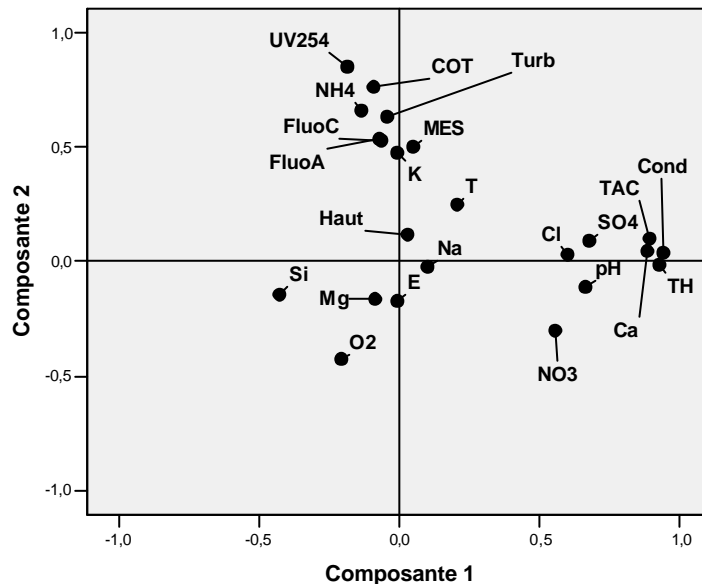


Figure III-9 : Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 23 variables mesurées sur l'ensemble des 7 cours d'eau.

La figure III-10a représente la dispersion des points échantillonnés en fonction des deux composantes principales précédemment définies. Dans cette représentation, les sites sont

discriminés selon la présence ou l'absence d'*A. pallipes* et deux ensembles plus ou moins distincts apparaissent. Les sites sans *A. pallipes* montrent une tendance à se répartir le long de l'axe 2 défini comme « axe de la matière organique » et, les sites avec *A. pallipes*, se retrouvent principalement le long de l'axe 1 caractérisé par les paramètres minéraux. Les sites avec *A. pallipes* se distribuent sur toute la longueur de la composante 1 ce qui dénote de la diversité du caractère minéral de l'habitat dans lequel peuvent évoluer les écrevisses à pattes blanches. Il est important de remarquer que dans cette représentation, des sites sans *A. pallipes* chevauchent les zones dans lesquelles *A. pallipes* est présente. Ces sites correspondent en très grande majorité aux stations aval de la Rourie et du Gâtineau.

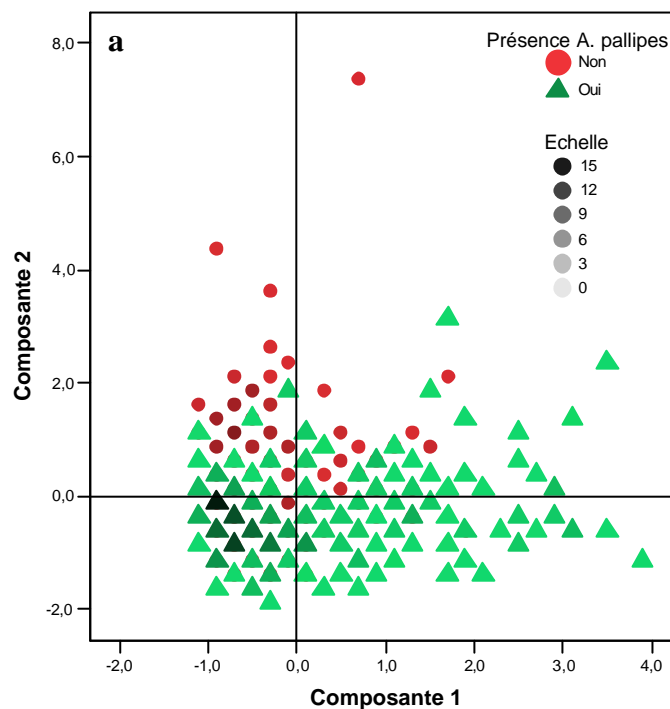


Figure III-10a : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-9. L'échelle de 0 à 15 indique le nombre de points superposés sur une même zone ; plus les couleurs rouges et vertes sont foncées plus ce nombre de points est important.

La figure III-10b montre la dispersion des sites étudiés selon les deux composantes principales et en fonction de la densité d'*A. pallipes*. Les codes de densités de 0 (absence d'*A. pallipes*) à 3 (densité la plus forte) ont été définis dans le chapitre II (II.3). Ainsi, bien que les sites avec *A. pallipes* se répartissent sur toute la longueur de la composante 1, les stations les plus densément peuplées (3) se situent sur la partie positive de l'axe c'est-à-dire là où les concentrations en minéraux sont maximales et les concentrations en matière organique minimales. Les sites qui présentent les populations les moins denses se retrouvent

essentiellement dans les zones faiblement minéralisées (partie négative de la composante 1) et faiblement chargées en matière organique (partie négative de la composante 2).

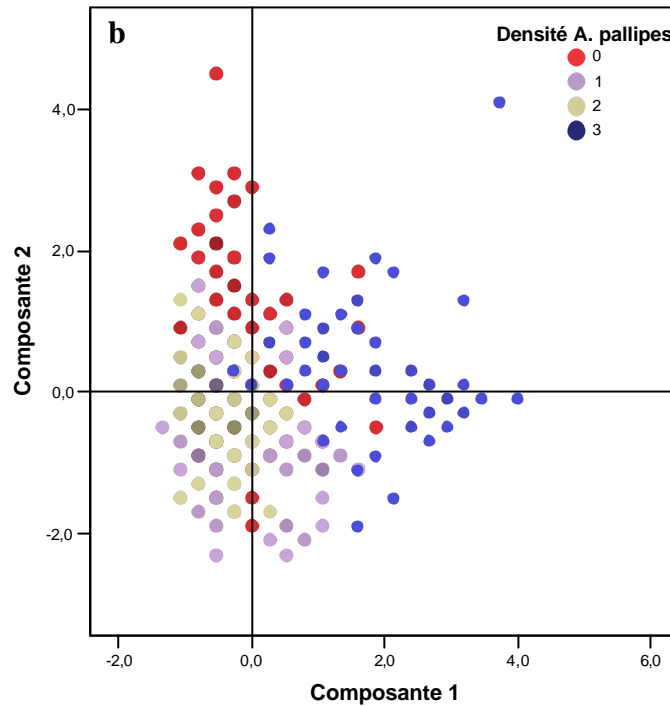


Figure III-10b : Représentation des densités d'*A. pallipes* en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-9.

Comme cela a été signalé dans le chapitre II (III.2.1.1) l'utilisation de l'ACP permet d'obtenir une visualisation rapide et globale de l'information contenue dans une grande matrice de données. Cependant, l'ACP peut aussi être utilisée pour réduire le nombre de variables à prendre en compte. En effet, la mesure régulière de 23 paramètres physico-chimiques est longue, fastidieuse et coûteuse. Ainsi, d'après les résultats obtenus dans l'ACP générale, certains paramètres apparaissent plus pertinents que d'autres dans le cadre de cette étude. Ces paramètres ont été sélectionnés grâce aux valeurs des coefficients de corrélation présentés dans le tableau III-5. Seuls les paramètres pH, Cond, NO₃, SO₄, Cl, TH, TAC, Ca, COT, UV254, FluoA et FluoC ont été retenus car ils présentent des coefficients de corrélation par rapport à la première ou à la seconde composante supérieurs à 0,500. Quand une nouvelle ACP est réalisée en considérant uniquement ces variables le pourcentage de variance total expliquée passe alors à 63,6% (CP1 : 41,0% et CP2 : 22,6%). Cette nouvelle ACP est présentée dans la figure III-11. La composante 1 est toujours définie par des paramètres minéraux et la composante 2 construite par des paramètres organiques (Tableau III-6).

La figure III-12 montre la nouvelle dispersion des points avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux nouvelles composantes définies dans la figure III-11. Cette représentation ne permet pas de mieux distinguer les deux groupes avec et sans *A. pallipes* que la figure III-10a.

Tableau III-5 : Coefficients de corrélation entre les variables et les quatre premiers axes principaux et pourcentage de la variance totale expliquée par chacun des axes. Les valeurs des coefficients supérieurs ou inférieurs respectivement à 0,500 et à -0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2	Composante 3	Composante 4
Cond	0,933	0,003	-0,017	-0,147
TH	0,923	-0,060	0,023	0,002
Ca	0,885	-0,008	0,068	0,035
TAC	0,879	-0,037	0,097	-0,228
SO₄	0,702	0,177	-,002	0,210
pH	0,643	-0,247	0,046	-0,116
Cl	0,604	0,097	-0,112	-0,115
NO₃	0,576	-0,128	-0,203	0,378
Fluo C	-0,010	0,808	-0,058	0,050
Fluo A	-0,016	0,803	-0,053	0,038
COT	-0,064	0,689	0,370	-0,111
UV254	-0,161	0,640	0,600	-0,002
Turb	-0,060	0,111	0,835	-0,040
MES	0,018	0,009	0,688	-0,204
NH₄	-,130	0,360	0,615	-0,020
T	0,160	0,077	0,019	-0,815
O₂	-0,178	-0,299	-0,054	0,793
Haut	0,084	0,239	0,143	0,668
Si	-0,417	0,186	-0,475	-0,198
K	0,000	0,425	0,198	-0,182
Mg	-0,079	0,135	-0,445	-0,145
Na	0,155	0,390	-0,354	0,340
E	-0,009	-0,072	-0,189	-0,014
Variance expliquée	22,6%	13,0%	12,0%	10,0%
Cumul variance	22,6%	35,6%	47,6%	57,6%

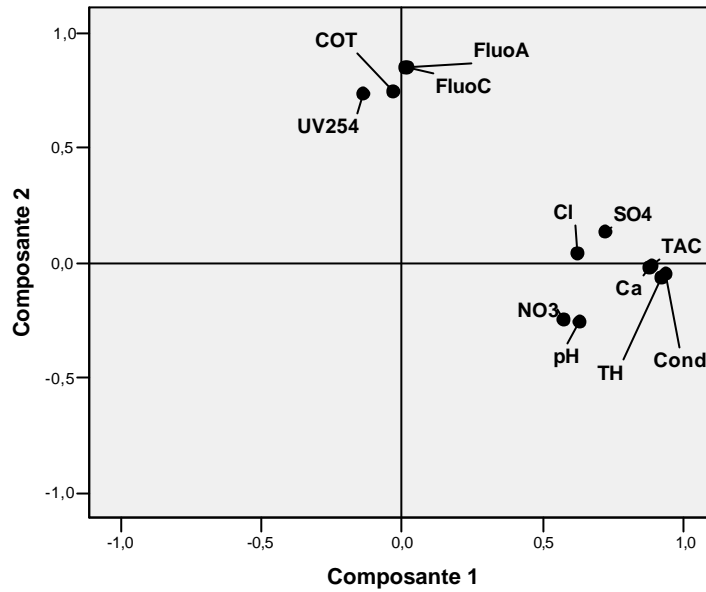


Figure III-11 : Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 12 variables les plus informatives sur l'ensemble des 7 cours d'eau.

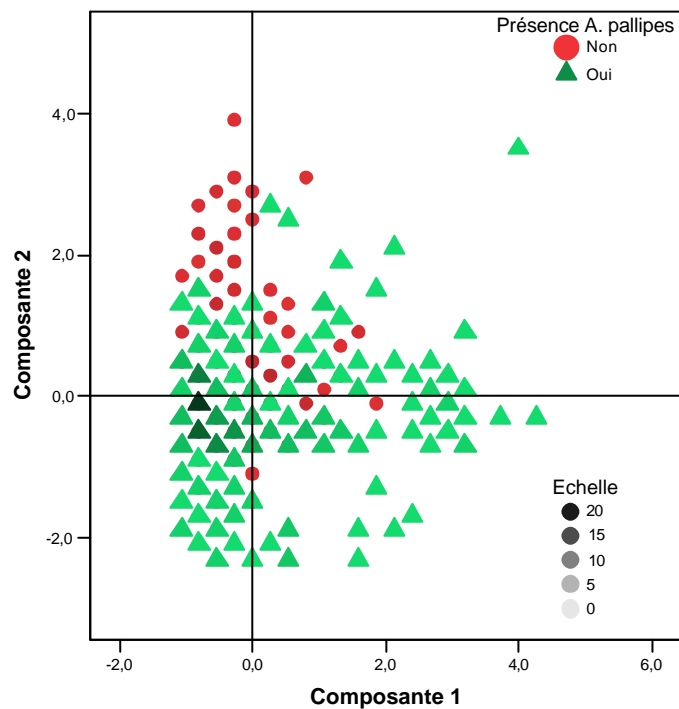


Figure III-12 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) des deux composantes principales définies par la figure III-11. L'échelle de 0 à 20 indique le nombre de points superposés sur une même zone ; plus les couleurs rouges et vertes sont foncées plus ce nombre de points est important.

A partir du tableau III-6, l'opération qui consiste à diminuer le nombre de paramètres à considérer peut être renouvelée. Ainsi, les paramètres Cond, TAC, TH, Ca, NO₃, SO₄ et Cl sont bien corrélés à la composante 1. Or la conductivité, qui traduit le taux de minéralisation

d'une eau englobe les informations apportées par les autres paramètres précédemment cités. Aussi, seuls les paramètres Cond et NO₃ seront conservés. Nous avons choisi de maintenir la concentration en NO₃ dans l'analyse qui suit car ce paramètre reflète bien l'influence des activités anthropiques sur les ruisseaux en tête de bassin hydrographique. D'autre part, les paramètres COT, UV 254, Fluo A et Fluo C sont très bien corrélés avec la composante 2. Or, il a été vu dans le chapitre II (II.1.3) que pour qu'une molécule fluoresce, elle doit au préalable absorber dans l'UV. Cela nous affranchit donc des paramètres Fluo A et Fluo C dans l'analyse qui va suivre.

Tableau III-6 : Coefficients de corrélation entre les 12 variables retenues et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2
Cond	0,935	-0,049
TH	0,920	-0,063
Ca	0,877	-0,019
TAC	0,886	-0,014
SO ₄	0,718	0,134
pH	0,630	-0,256
Cl	0,621	0,044
NO ₃	0,574	-0,246
Fluo C	0,017	0,855
Fluo A	0,011	0,851
COT	-0,035	0,747
UV254	-0,141	0,735

En résumé, les cinq variables qui suivent : Cond, pH, NO₃, COT, UV 254, ont été retenues comme les plus pertinentes sur les 23 du départ pour construire une nouvelle ACP présentée dans la figure III-13. Avec ce nouveau jeu de cinq variables, la valeur de l'indice KMO est alors de 0,561 et le pourcentage de variance expliquée par les deux premières composantes de 72,7% (CP1 : 37,2% et CP2 : 35,3%). Le tableau III-7 rassemble les coefficients de corrélation des cinq paramètres avec les deux premières composantes principales et montre ainsi que la composante 1 est toujours construite par les variables minérales et la composante 2 par les variables organiques. Les figures III-14a et b montrent une dispersion des sites pourvus d'*A. pallipes* plutôt le long de l'axe « matière minérale » et les sites sans écrevisse à pattes blanches le long de l'axe « matière organique ». Les sites les plus densément peuplés se retrouvent toujours le long de l'axe 1 sur la partie positive.

Tableau III-7 : Coefficients de corrélation entre les 5 variables physico-chimiques les plus pertinentes et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2
Cond	0,912	0,032
pH	0,788	-0,103
NO ₃	0,612	-0,280
COT	-0,059	0,926
UV254	-0,174	0,903

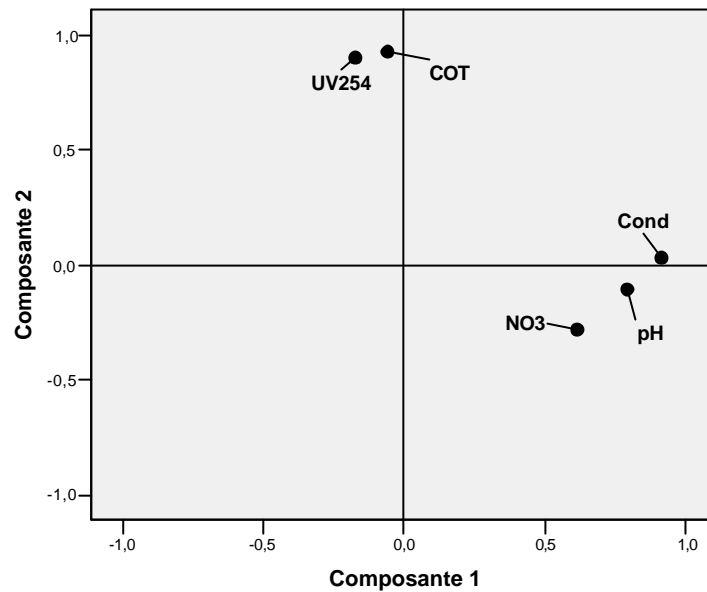


Figure III-13 : Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 5 variables physico-chimiques les plus pertinentes sur l'ensemble des 7 cours d'eau.

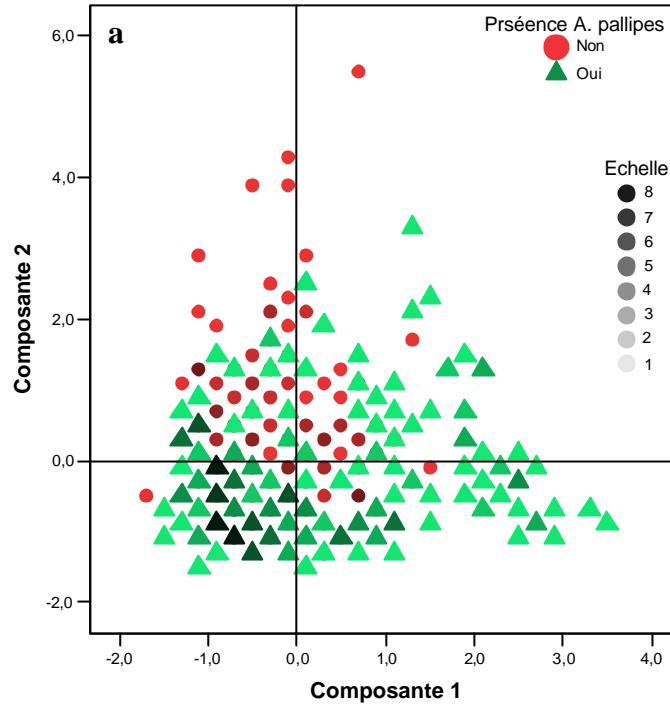


Figure III-14a : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-13. L'échelle de 0 à 8 indique le nombre de points superposés sur une même zone ; plus les couleurs rouges et vertes sont foncées plus ce nombre de points est important.

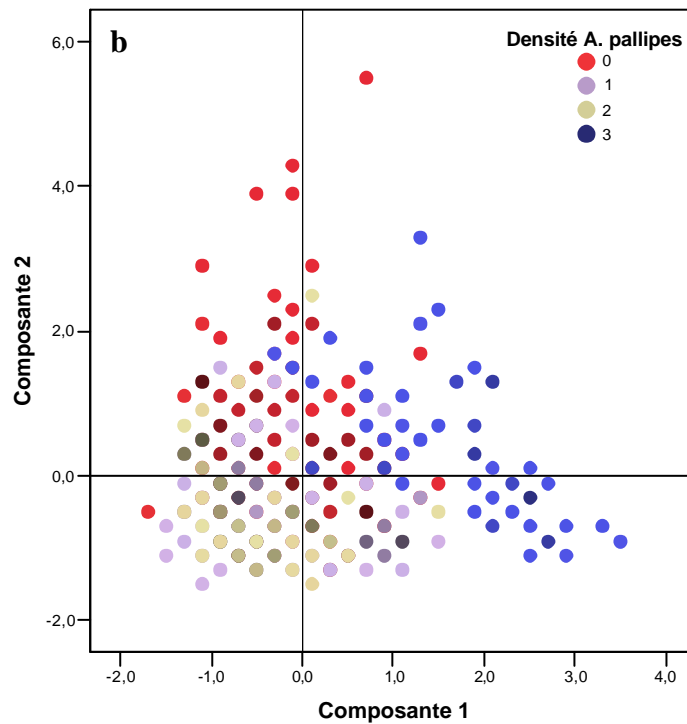


Figure III-14b : Représentation des densités d'*A. pallipes* en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-13.

Notons qu'avec cet ensemble de 5 variables, nous avons des résultats similaires à ceux obtenus avec le jeu complet de 23 paramètres. Ainsi, ces 5 paramètres physico-chimiques semblent suffisants pour caractériser le système de ruisseaux qui a été étudié. De plus, ces variables sont facilement mesurables. Ce résultat présente donc un double intérêt. Tout d'abord, dans le cadre de l'étude de l'habitat d'*A. pallipes*, cette réduction de paramètres à mesurer peut permettre de prospecter un plus grand nombre de sites pour d'éventuels programmes de réintroduction de l'espèce. D'autre part, cette réduction apparaît intéressante pour répondre à la demande fixée par la DCE. En effet, la DCE souligne l'importance d'obtenir des masses d'eau de références pour déterminer un bon état des eaux de surfaces (Chapitre I, V.). Ainsi, la mise en évidence d'un nombre limité de paramètres facilement mesurables et qui semblent aussi bien caractériser les eaux que 23 paramètres réunis pourrait permettre d'augmenter le nombre de sites de références.

II.6.4 Exploitation des données estivales

La période estivale s'avère être la saison qui fournit les conditions les plus drastiques. C'est pourquoi de nouvelles ACP ont été réalisées en ne prenant en compte que les données relatives aux mois de mai, juin, juillet, août et septembre 2003 et 2004. Seule l'ACP effectuée avec les cinq paramètres (Cond, pH, NO₃, COT, UV254) définis comme les plus pertinents a été considérée dans ce paragraphe car les résultats obtenus sont similaires à ceux présentés avec les 23 paramètres. La valeur de l'indice KMO est alors de 0,513 et le pourcentage de variance expliquée par les deux premières composantes de 73,4% (CP1 : 36,9% et CP2 : 36,5%). Le tableau III-8 présente les coefficients de corrélations des cinq paramètres avec les deux premières composantes principales. Dans ce cas, ce sont les paramètres organiques qui contribuent à la construction de la composante 1. Ainsi, une prédominance des paramètres organiques par rapport aux minéraux pendant la saison d'été est mise en évidence. Cependant, cette observation doit être pondérée par le fait que la variance expliquée par les deux premières composantes est quasiment identique.

Tableau III-8 : Coefficients de corrélation entre les 5 variables physico-chimiques les plus pertinentes et les deux premiers axes principaux pour les données relatives aux mois d'été 2003 et 2004. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2
Cond	-0,031	0,922
pH	-0,101	0,752
NO₃	-0,215	0,606
COT	0,949	-0,106
UV 254	0,942	-0,177

La figure III-15 présente la projection dans le plan, composé des deux premières composantes principales, des cinq paramètres pertinents pour l'ensemble des sept cours d'eau étudiés. La figure III-16 montre la distribution des sites avec et sans *A. pallipes* en fonction de ces deux axes principaux. Cette dernière figure montre une répartition plus nette que les précédentes des sites avec *A. pallipes* le long de l'axe à caractère minéral (axe 2 dans le cas présent). Cette constatation tend donc à vérifier que le facteur « matière organique » serait discriminant dans la présence/absence de l'écrevisse à pattes blanches.

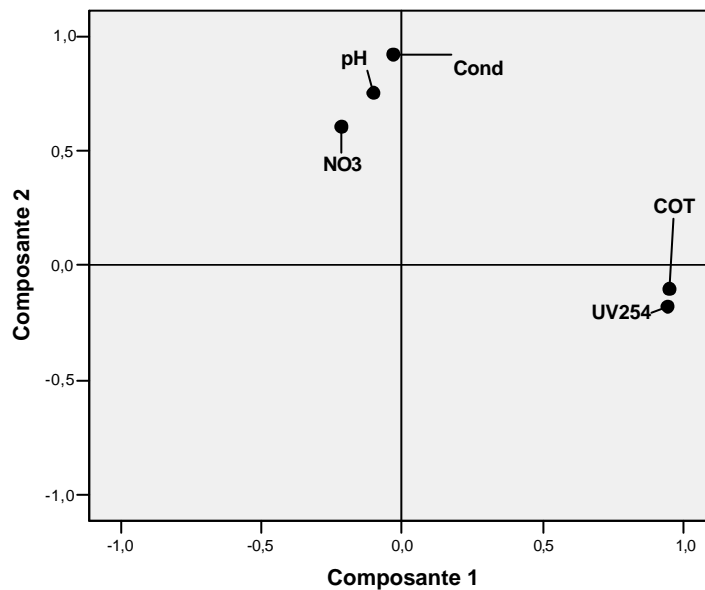


Figure III-15 : Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 5 variables physico-chimiques les plus pertinentes sur l'ensemble des 7 cours d'eau et pour les données des mois d'été 2003 et 2004.

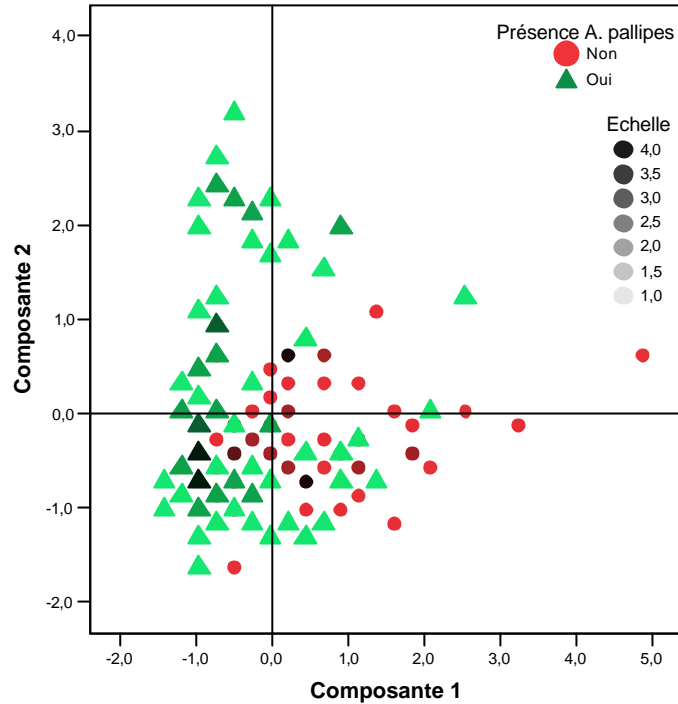


Figure III-16 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-15. L'échelle de 0 à 4 indique le nombre de points superposés sur une même zone ; plus les couleurs rouges et vertes sont foncées plus ce nombre de points est important.

II.6.5 Utilisation de l'outil de classification

II.6.5.1 Généralités

L'utilisation de l'ACP a permis de simplifier l'interprétation de la base de données. Les projections des stations de prélèvements dans le plan défini par les deux composantes principales ont laissé apparaître une discrimination des sites avec et sans *A. pallipes* basée sur les paramètres liés à la matière organique. Afin de vérifier et d'approfondir cette discrimination, des outils de classification ont été utilisés. Le principe général des méthodes de regroupement consiste à former des classes d'individus à partir d'une mesure de similarité, de manière à minimiser la variance à l'intérieur des classes et à maximiser la variance entre les classes (Chapitre II, III.2.2).

II.6.5.2 Méthode de classification Two Step Cluster (TSC)

Plusieurs tests de classification TSC ont été réalisés en fonction des différentes variables physico-chimiques que nous avons mesurées dans cette étude.

II.6.5.2.1 Classification TSC pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés

Pour ce test, les données d'intensités de fluorescence n'ont pas été incluses car le nombre de données disponible est moindre que pour les autres paramètres.

Lors de la procédure TSC, l'algorithme a distingué deux classes pour l'ensemble des données en fonction de la présence ou absence d'*A. pallipes*. Le tableau III-9 donne le pourcentage d'appartenance à chacune des classes de l'ensemble des sites avec et sans écrevisses à pattes blanches. Ainsi, la majorité des sites avec et sans *A. pallipes* se retrouvent dans la classe 1 (respectivement : 65,0% et 89,6%). Cette superposition des deux types de sites confirme les résultats obtenus en ACP où, la projection dans le plan (Figure III-9) montre un chevauchement assez important des stations avec et sans écrevisses à pattes blanches.

Tableau III-9 : Pourcentage d'appartenance à une des deux classes déterminées par la procédure TSC pour les eaux avec et sans *A. pallipes* pour l'ensemble des variables physico-chimiques mesurées à l'exception de l'intensité de fluorescence.

	Avec <i>A. pallipes</i>	Sans <i>A. pallipes</i>
Classe 1	65,0	89,6
Classe 2	35,0	10,4

II.6.5.2.2 Classification TSC pour douze des vingt-trois paramètres

Une nouvelle classification TSC a été réalisée avec les 12 paramètres les plus informatifs définis dans le paragraphe II.4.2 de ce chapitre. Pour les mêmes raisons que précédemment, les données d'intensités de fluorescence n'ont pas été incluses. L'algorithme a ici distingué quatre classes. Le tableau III-10 donne le pourcentage d'appartenance à chacune des classes de l'ensemble des sites avec et sans *A. pallipes*. La classe 3 comporte 62,7% des sites avec *A. pallipes* et 0% des sites sans tandis que la classe 4 comprend 90,5% des sites sans écrevisse à pattes blanches et 0% des sites avec. La classe 2 est une classe mixte composée de 24,5%

des sites avec *A. pallipes* et 9,5% des sites sans. La classe 1 renferme encore 13% des sites avec écrevisses à pattes blanches.

Cette analyse montre que la réduction du nombre de variables permet de mieux discriminer les eaux avec et sans *A. pallipes*. Cependant, tout comme avec l'étude par ACP (Figure III-12), il existe des zones où se chevauchent des sites avec et sans *A. pallipes* (classe 2).

Tableau III-10 : Pourcentage d'appartenance à une des deux classes déterminées par la procédure TSC pour les eaux avec et sans *A. pallipes* pour les 12 paramètres les plus informatifs (COT, UV254, NH₄, K, SO₄, TH, TAC, Cl, NO₃, pH, Ca et Cond).

	Avec <i>A. pallipes</i>	Sans <i>A. pallipes</i>
Classe 1	13,0	0
Classe 2	24,3	9,5
Classe 3	62,7	0
Classe 4	0	90,5

II.6.5.2.3 Classification TSC pour les cinq paramètres les plus pertinents

Les mêmes analyses que dans les deux paragraphes précédents ont été effectuées avec les paramètres les plus pertinents (Cond, pH, NO₃, COT et UV254) définis dans le paragraphe II.4.2 de ce chapitre. L'algorithme détermine alors deux classes (Tableau III-11). La classe 1 comprend 100% des sites avec *A. pallipes* alors que la classe 2 regroupe 100% des sites sans *A. pallipes*. Ce résultat confirme donc celui obtenu avec l'ACP selon lequel ces cinq paramètres seraient suffisants pour distinguer globalement des eaux potentiellement aptes à accueillir des écrevisses à pattes blanches. Il semblerait donc que, dans ce cas, la classification TSC fournisse une meilleure discrimination des sites avec et sans *A. pallipes* que ne le fait l'ACP. En effet, la figure III-14 montrait encore des zones de chevauchement des deux types de sites.

Tableau III-11 : Pourcentage d'appartenance à une des deux classes déterminées par la procédure TSC pour les eaux avec et sans *A. pallipes* pour les 5 paramètres les plus pertinents (COT, UV254, pH, NO₃ et Cond).

	Avec <i>A. pallipes</i>	Sans <i>A. pallipes</i>
Classe 1	100	0
Classe 2	0	100

II.6.5.2.4 Classification TSC en séparant les paramètres minéraux et organiques

Des analyses TSC ont aussi été réalisées en considérant d'une part, les paramètres caractéristiques de la fraction minérale de l'eau (Cond, pH, TAC, TH, Ca, Na, K, Mg, Si, Cl, NO₃ et SO₄) et, d'autre part, les paramètres caractéristiques de la fraction organique (Turb, MES, COT et UV254). Ainsi, les tableaux III-12a et b montrent que deux classes se distinguent pour chacun des groupes de paramètres considérés. Cependant, seuls les paramètres organiques laissent apparaître une classe comportant majoritairement des sites avec *A. pallipes* (classe 2, 99,1% des effectifs) et une autre des sites sans écrevisse à pattes blanches (classe 1, 100% des effectifs).

Tableaux III-12a et b : Pourcentage d'appartenance à une des deux classes déterminées par la procédure TSC pour les eaux avec et sans *A. pallipes* (a) pour les paramètres minéraux uniquement (Cond, pH, NO₃, SO₄, Cl, TAC, TH, Ca, Na, Mg et Si) et (b) pour les paramètres organiques uniquement (Turb, MES, COT, UV254).

a)	Avec <i>A. pallipes</i>	Sans <i>A. pallipes</i>
Classe 1	65,5	87,5
Classe 2	35,5	12,5

b)	Avec <i>A. pallipes</i>	Sans <i>A. pallipes</i>
Classe 1	0,9	100
Classe 2	99,1	0

II.7 Prédiction par Réseaux de Neurones Artificiels (RNA)

Les ACP réalisées précédemment ont mis en évidence qu'il était possible de distinguer par un modèle linéaire les eaux pourvues ou dépourvues d'*A. pallipes*. Cependant, puisqu'aucune relation simple n'est connue entre ces paramètres, des perceptrons multi-couches ont été utilisés pour savoir s'il était possible de modéliser la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction des paramètres physico-chimiques de l'eau. Des algorithmes de génération automatique du nombre de couches et de neurones cachés de Neural Connection (Version 2.1) ont optimisé les réseaux utilisés pour ces modélisations. En ce qui concerne le choix des données à inclure dans les trois sous bases (apprentissage, validation et test) et leur ordre de présentation au réseau, un tri des données au hasard a été effectué afin d'avoir un éventail de données le plus objectif possible.

II.7.1 RNA et l'ensemble des paramètres physico-chimiques

Un premier perceptron a été réalisé à partir de l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés à l'exception de FluoA et FluoC. Dans ce cas, l'algorithme a proposé une seule couche de cinq neurones cachés et la fonction d'activation tangente hyperbolique (Figure III-17). Les résultats de cette modélisation sont présentés dans les figures III-18a et b. Ces deux figures montrent la présence/absence d'*A. pallipes* prédite par le perceptron ainsi que la présence/absence réellement observée en fonction des sites testés. Cependant, dans le cas (a) les valeurs exactes, fournies par le perceptron, sont utilisées alors que dans le cas (b) les prédictions du perceptron ont été arrondies à l'entier (0 ou 1) le plus proche. Ainsi, les résultats observés montrent que le réseau a pu extraire assez facilement de l'ensemble des données une loi liant la présence/absence d'*A. pallipes* aux paramètres mesurés (83% de prédictions justes).

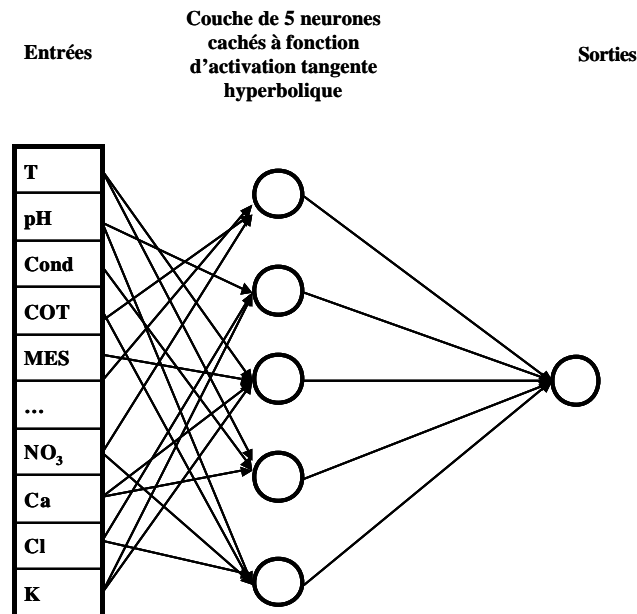


Figure III-17 : Architecture du réseau de neurones utilisé pour modéliser la présence/absence d'*A. pallipes*.

NB : Pour l'ensemble des représentations graphiques qui vont suivre, les points bleus représentent les valeurs réelles et les points rouges celles obtenues par le modèle. Dans le cas où les prédictions sont arrondies à l'entier le plus proche, seuls les points rouges apparaissent lorsque la prédiction est équivalente à la réalité.

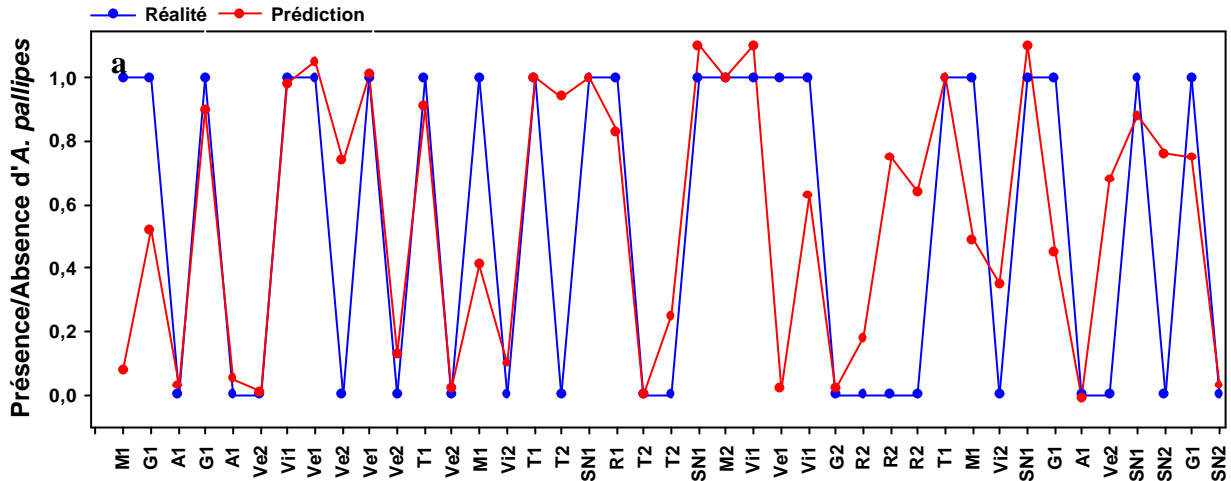


Figure III-18a : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés (exceptés *FluoA* et *FluoC*). Dans cette figure, les valeurs exactes fournies par le perceptron sont utilisées.

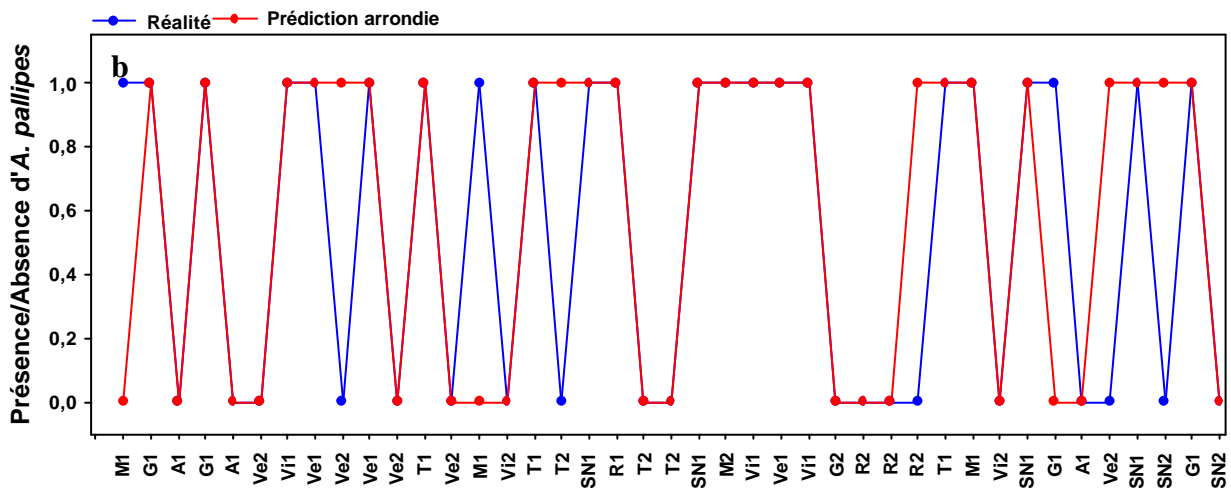


Figure III-18b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés (exceptés *FluoA* et *FluoC*). Dans cette figure, les valeurs fournies par le perceptron sont arrondies à l'entier le plus proche.

II.7.2 RNA et les cinq paramètres les plus pertinents

La même procédure que celle utilisée précédemment a été appliquée aux cinq paramètres les plus pertinents. Dans ce cas, le perceptron utilisé possède une seule couche de trois neurones cachés et la fonction d'activation tangente hyperbolique. Les figures III-19a et b présentent les résultats de la modélisation qui sont similaires à ceux obtenus avec l'ensemble des paramètres physico-chimiques (69% de prédictions justes). Cette observation semble donc

renforcer l'hypothèse selon laquelle la mesure des cinq paramètres (COT, UV254, pH, NO₃ et Cond) serait suffisante pour juger le potentiel d'accueil d'un site vis-à-vis d'*A. pallipes*.

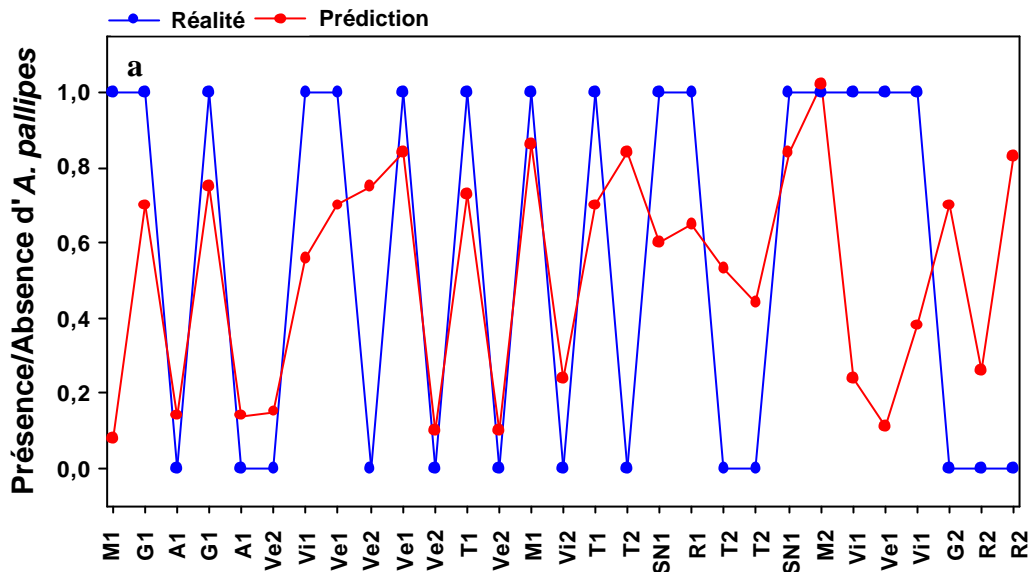


Figure III-19a : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de cinq paramètres physico-chimiques (COT, UV254, pH, NO₃, Cond). Dans cette figure, les valeurs exactes fournies par le perceptron sont utilisées.

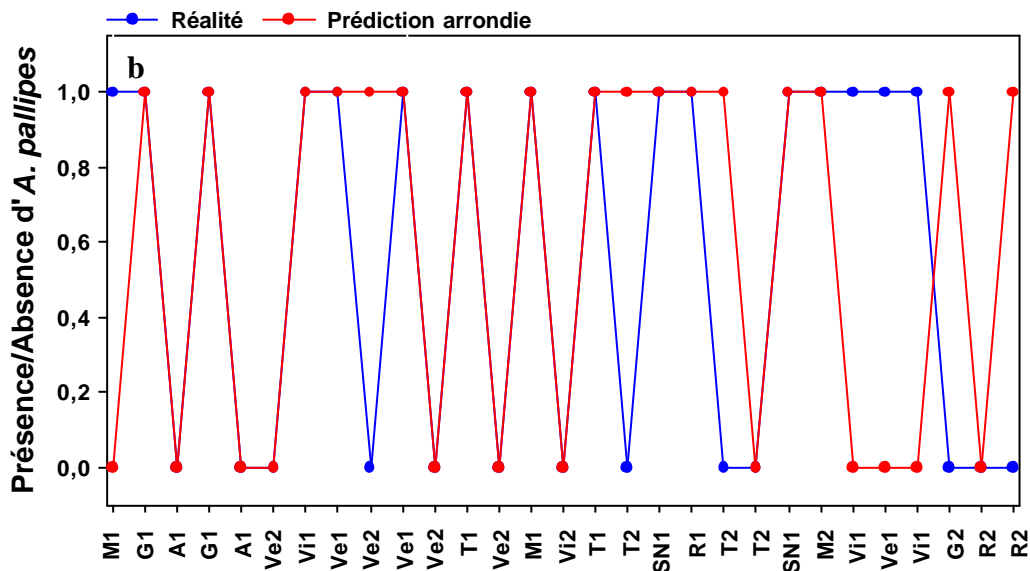


Figure III-19b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de cinq paramètres physico-chimiques (COT, UV254, pH, NO₃, Cond). Dans cette figure, les valeurs fournies par le perceptron sont arrondies à l'entier le plus proche.

III DISCUSSION

III.1 Gamme de tolérance d'*A. pallipes* vis-à-vis des paramètres physico-chimiques

Les tableaux III-13 et I-4a et b rassemblent les données publiées ces dix dernières années sur les gammes de tolérance d'*A. pallipes* vis-à-vis de certains paramètres physico-chimiques dans différentes régions européennes. Ainsi, il est possible de comparer les données relatives à notre étude à celles de la littérature récente.

Nos valeurs de Cond (101 à 677 $\mu\text{S}/\text{cm}$) s'intègrent dans les gammes des travaux présentés dans le tableau III-13 (6 à 945 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Cependant, lors de leur étude dans le département de la Corrèze (France), Reyjol et Roqueplo (2002) ont mesuré des valeurs de Cond très basses sur des sites pourvus d'*A. pallipes* (6 à 66 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ce résultat montre la capacité de l'écrevisse à pattes blanches à vivre dans des ruisseaux présentant des taux de minéralisation très différents. Les valeurs de pH présentées dans le tableau III-13 s'échelonnent de 6,50 à 8,64 unités pH; nos valeurs permettent d'élargir légèrement cette gamme (6,23 à 8,79 unités pH). Les concentrations en O_2 dissous enregistrées dans cette étude sont inférieures à celles relevées précédemment à l'exception de celles publiées dans l'étude italienne de Nardi *et al.* (2005). Cependant, il est difficile de comparer des valeurs de concentrations en O_2 dissous issues de travaux différents car ce paramètre est directement lié à la température de l'eau qui dépend, à son tour, du moment de la journée et de la saison. De récents travaux menés en laboratoire (Demers *et al.*, 2006) ont montré que bien qu'*A. pallipes* supportait des taux de O_2 dissous inférieurs à 5 mg/L pendant une douzaine de jours, elle subit un stress lié à ces conditions qui se traduit par une augmentation des concentrations en Ca dans l'hémolymphe.

Tableau III-13 : Comparaison des gammes de valeurs de tolérance d'*A. pallipes* vis-à-vis de certains paramètres publiées ces dix dernières années et de celles enregistrées dans cette étude. (D'après tableaux I-4a et b).

Paramètres	Littérature	Cette étude
T (°C)	7,5 – 26,0	1,1 – 22,7
pH	6,50 – 8,64	6,23 – 8,79
O ₂ (mg/L)	4,50 – 15,70	4,93 – 12,52
Cond (µS/cm)	6 – 945	101 – 677
TH (mgCaCO ₃ /L)	36,3 – 545,0	15,0 – 224,50
TAC (mgCaCO ₃ /L)	22,3 – 229,0**	14,0 – 256,0
NH ₄ (µg/L)	0,0 – 740,0	2,2 – 265,4
Cl (mg/L)	0,6 – 60,0	5,7 – 42,7
NO ₃ (mg/L)	0,0 – 9,1	3,7 – 57,2
SO ₄ (mg/L)	0,0 – 87,0	1,7 – 37,1
Na (mg/L)	4,3 – 26,7	1,3 – 17,0
Ca (mg/L)	1,2 – 125,3	5,8 – 112,8
K (mg/L)	0,01 – 12,2	0,9 – 9,6
Mg (mg/L)	0,9 – 21,7	1,6 – 6,9
Si (mg/L)	Pas de donnée	2,1 – 10,3
Turb (NTU)	2,2 – 9,2**	2,4 – 92,4
MES (mg/l)	7,0 – 33,6**	0,1 – 489,3
COT (mg/L)	2,40 – 3,28	1,06 – 10,24
UV ₂₅₄ (/cm)	Pas de données	0,024 – 0,425

** indique que peu de données sont disponibles dans la littérature

Seules les études de Foster (1995) et de Rallo et García-Arberas (2002) présentent des valeurs de TAC (22,3 à 229,0 mgCaCO₃/L). Nos mesures traduisent une gamme plus large puisque des écrevisses à pattes blanches sont présentes dans des eaux qui ont des valeurs de TAC de 14,0 à 256,0 mgCaCO₃/L. En ce qui concerne le TH, nos résultats (15,0 à 224,50 mgCaCO₃/L) sont largement inférieurs à ceux obtenus par Nardi *et al.* (2005) (127,0 à 545,0 mgCaCO₃/L) mais s'insèrent assez bien dans les gammes définies par Foster (1995) et Rallo et García-Arberas (2002) de 36,3 à 204,0 mgCaCO₃/L. Cependant, nous avons défini une limite inférieure de 15,0 mgCaCO₃/L qui n'avait pas été mesurée dans ces précédents travaux.

Les concentrations en NH₄ de cette étude sont en accord avec les données reportées dans le tableau III-13 excepté pour celles de Rallo et García-Arberas (2002) qui sont plus de deux fois supérieures aux nôtres. Cependant, il est intéressant de remarquer que la gamme de tolérance

d'*A. pallipes* vis-à-vis des concentrations en NH_4 est très large : de 0,0 à 740,0 $\mu\text{g/L}$ (Tableau III-13). Ces variations peuvent être liées aux activités anthropiques.

Les concentrations en Cl (5,7 à 42,7 mg/L) mesurées dans notre étude entrent dans la gamme présentée dans le tableau III-13 (0,6 à 60,0 mg/L). Les études au cours desquelles des mesures de concentrations en Cl ont été effectuées présentent toutes de larges échelles de valeurs à l'exception des travaux de Reyjol et Roqueplo (2002).

Nos concentrations en NO_3 sont hors gamme en comparaison avec celles présentées dans le tableau III-13. En effet, nous avons observé une gamme de variation de 3,7 à 57,2 mg/L alors que les autres travaux présentent au plus 9,1 mg/L, à l'exception de Broquet *et al.* (2002) qui montrent une concentration moyenne en NO_3 de 25,8 mg/L. Le site M2 semble particulièrement atypique puisqu'il révèle une concentration moyenne en NO_3 de $33,6 \pm 9,2$ mg/L sur nos deux ans de suivi avec des maxima allant jusqu'à 57,2 mg/L (Figure III-7b et Annexe 3). Cette observation suggère qu'*A. pallipes* ne semble pas sensible à une exposition permanente à de fortes concentrations en NO_3 . Cette hypothèse est renforcée par le fait que la densité de la population d'*A. pallipes* enregistrée sur M2 est la plus élevée de tous nos sites d'étude (Tableau II-8).

En ce qui concerne les concentrations en SO_4 (1,7 à 37,1 mg/L), nos valeurs entrent dans la gamme proposée dans le tableau III-13 (0,0 à 87,0 mg/L). Rallo et García-Arberas (2002) ont montré que les concentrations en SO_4 étaient un des facteurs discriminants pour la présence/absence d'*A. pallipes* et qu'elle ne se distribuait que dans les eaux où ces concentrations étaient les plus basses. Or, la limite supérieure de la gamme de concentrations proposée par ces auteurs est la plus élevée de celles enregistrées dans les tableaux III-13 et I-4b.

Comme cela a été dit dans le chapitre I (III.7.1), le Ca et le Mg sont les deux composants essentiels de l'exosquelette des écrevisses et sont nécessaires pour leur croissance surtout au moment de la mue. Nos valeurs de concentrations en Ca sont en accord avec celles répertoriées dans le tableau III-13. Cependant, il semble intéressant de noter que Reyjol et Roqueplo (2002) ont mesuré des concentrations en Ca relativement basses sur des stations abritant *A. pallipes* (1,2 à 8,5 mg/L, Tableau I-4b). Les concentrations en Mg mesurées dans cette étude sont dans la gamme de celles proposées par Foster (1995) mais inférieures à celles des autres travaux cités dans les tableaux I-4a et b à l'exception de ceux de Reyjol et Roqueplo (2002). En 2002, Rallo et García-Arberas, ont postulé que Mg était un facteur important associé à la présence d'*A. pallipes* et ont spécifié qu'en deçà de 2,3 mg/L de Mg, *A. pallipes* ne pouvait plus se maintenir. Cependant, nos travaux, en accord avec ceux de

Reyjol et Roqueplo (2002), montrent qu'*A. pallipes* peut être présente dans des eaux où les concentrations les plus basses en Mg ne dépassent pas 1,6 mg/L et 0,9 mg/L respectivement (Tableaux III-13 et I-4b).

Nos valeurs de concentrations en Na et en K correspondent bien à celles proposées par Smith *et al.* (1996) et par Rallo et García-Arberas (2002) mais sont légèrement supérieures à celles publiées par Foster (1995) (Tableaux III-13 et I-4b).

Pour les concentrations en Si, seule l'étude de Rallo et García-Arberas (2002) présente une valeur de concentration moyenne de 6,38 mg/L qui entre dans la gamme de valeurs de notre étude qui s'étend de 2,1 à 10,3 mg/L (Tableau III-13).

Pour ce qui est des paramètres relatifs à la fraction organique de l'eau, le tableau I-4b montre que seuls les travaux de Foster (1995) et dans une moindre mesure ceux de Broquet *et al.* (2002) offrent des éléments de comparaison avec nos valeurs. Les concentrations en COT obtenues dans cette étude présentent une gamme de valeur bien plus large que celle proposée par Foster (1995). En effet, la limite supérieure (10,24 mg/L) que nous avons observée est plus de trois fois supérieure à celle de Foster (1995) (3,28 mg/L) et notre limite inférieure est de 1,06 mg/L contre 2,40 mg/L pour l'étude précédente. Il en est de même pour nos valeurs de Turb et de MES qui sont très largement supérieures à celles qui ont été mesurées dans les deux études précédemment citées. En ce qui concerne l'absorbance UV254, aucun auteur n'a effectué sa mesure. La mesure de ces paramètres organiques s'avère toutefois particulièrement intéressante car ils sembleraient qu'ils puissent permettre de discriminer les sites avec des sites sans *A. pallipes*. De plus, les différences qui existent entre les valeurs de ces paramètres mesurées en amont et celles enregistrées en aval peuvent traduire l'influence des nombreux étangs qui se trouvent entre les deux stations d'un ruisseau (Tableau II-2). En effet, outre la présence très problématique d'espèces d'écrevisses exotiques, les eaux de déverse issues des étangs peuvent entraîner une forte augmentation des MES due à une importante sédimentation dans ces réservoirs. Ces particules en trop grande quantité peuvent alors colmater les branchies des écrevisses.

La température est un des facteurs les plus importants qui influence les processus biologiques et métaboliques chez les organismes ectothermes (Newell et Branch, 1980 ; Espina *et al.*, 1993 ; Gutierrez-Yurrita et Montes, 1999). Chez les crustacés, de nombreuses fonctions physiologiques comme la consommation d'oxygène et de nourriture et la vitesse de réaction de certaines enzymes dépendent de la température de l'eau (Hewitt et Duncan, 2001). Cependant, il est difficile d'établir une comparaison entre les différentes études car la mesure de ce paramètre dépend de nombreux facteurs comme le moment de la journée, de la saison,

de la ripisylve environnante, de la profondeur, de la distance à la source etc. Néanmoins, comme cela a été signifié dans le chapitre I (III.7), le cycle de vie et le comportement d'*A. pallipes* sont étroitement liés à la température de l'eau. Par exemple, les comportements d'accouplement et la reproduction ne se produisent que si la température de l'eau descend en dessous de 10°C (Woodlock et Reynolds, 1988 ; Matthews, 1992) voire 13,5°C pour des latitudes plus basses (Carral *et al.*, 1993, 1994) et l'éclosion des œufs au printemps quand l'eau se réchauffe (Hogger, 1988). Les températures publiées dans la littérature correspondent souvent à des mesures ponctuelles et non à des suivis sur plusieurs mois et il est communément admis que la température limite supérieure de tolérance pour *A. pallipes* est de 18°C (Reynolds, 1979 ; Arrignon et Roche, 1983 ; Grandjean *et al.*, 2001 ; Holdich, 2002). Notre étude a montré que, pendant la période de canicule de l'été 2003, *A. pallipes* était capable de survivre pendant deux semaines consécutives dans des eaux entre 18°C et 22°C. Or, bien qu'*A. pallipes* soit décrite comme un animal sténotherme, d'autres études ont aussi montré que cette espèce pouvait tolérer des températures de l'eau qui dépassent largement les 18°C. Ainsi, Bowler (1963) et Mancini (1986) (cités par Nardi *et al.*, 2005) ont respectivement répertorié des températures estivales de l'eau de 30°C et 25°C pendant quelques jours dans des ruisseaux abritant *A. pallipes*. Plus récemment, Alonso (2001) et Nardi *et al.* (2005) ont relevé des températures de l'eau comprises entre 21°C et 26°C au cours des mois d'été. Ces résultats laissent donc suggérer qu'*A. pallipes* ne serait pas une espèce sténotherme stricte. Les travaux de Whiteley et Taylor (1993) ont souligné l'importance de la relation qui existe entre la température et les variations du pH de l'hémolymphes d'*A. pallipes* et ont montré, qu'une température supérieure à 21°C pendant de longues périodes, provoquait des perturbations comportementales et physiologiques chez cette espèce. Cependant, les effets de telles températures sur la croissance, la reproduction, le comportement et la mortalité d'*A. pallipes* ne sont encore que peu connus. Il faut tout de même souligner que, depuis peu, il a été observé qu'*A. pallipes* avait la capacité de se rendre dans des zones refuges pour fuir les conditions extrêmes du lit du cours d'eau. Ainsi, Peay et Hirst (2003) et Reynolds (com. pers.) ont respectivement trouvé des écrevisses à pattes blanches dans des terriers creusés dans les berges et dans l'hyporhéos. De nombreux crustacés décapodes sont connus pour construire des terriers dans lesquels ils sont protégés des conditions environnementales qu'ils ne sont pas capables de tolérer (Eshky *et al.*, 1996). Des études sur la thermorégulation de l'écrevisse de Louisiane, *Procambarus clarkii*, réfugiée dans un terrier ont montré que les températures de l'air et de l'eau à l'intérieur du refuge fluctuaient significativement moins que celles de la surface (Payette et McGaw, 2003). De

récentes études (Jiravanichpaisal *et al.*, 2004) chez *Pacifastacus leniusculus* et *Astacus astacus* ont montré que les taux de mortalité de ces deux espèces infectées par le virus WSSV (White Spot Syndrome Virus : maladie des points blancs) sont d'autant plus importants que la température de l'eau augmente. Au-delà de 22°C, la totalité des individus a été retrouvée morts. La sensibilité de *P. leniusculus* et *A. astacus* à ce virus est donc d'autant plus importante que la température de l'eau est élevée. Ces travaux sont intéressants vis-à-vis d'*A. pallipes* qui est aussi sensible au WSSV (Edgerton, 2004) et soulignent l'importance des suivis permanents de la température de l'eau.

III.2 Qualité de l'eau et analyses de données

Les résultats obtenus dans cette étude ont montré que les méthodes classiques d'estimation de la qualité de l'eau ne sont pas utilisables dans la problématique présence/absence d'*A. pallipes*. En effet, la comparaison de nos valeurs par rapport à la grille de qualité du SEQ-Eau (Tableau III-3) a révélé que, tous les sites confondus présentaient une eau de bonne à très bonne qualité pour la majorité des paramètres. Seuls les paramètres MES et NO₃ sont déclassants mais sans réelle distinction des sites avec ou sans *A. pallipes*.

Les résultats physico-chimiques présentés dans ce chapitre soulignent les influences de la géologie, des activités humaines en bordure directe des ruisseaux et des variations saisonnières sur la mesure de nombreux paramètres. En effet, les fortes valeurs de Turb ou de MES peuvent s'expliquer par de fortes précipitations hivernales, des orages d'été ou encore par le piétinement de bovins qui s'abreuvent directement dans le cours d'eau. Ce dernier cas a fréquemment été observé sur les stations SN1 et Vi1. De plus, les figures III-8a, b, c et d ont montré que les MES et la Turb suivaient des évolutions parallèles au COT et à l'UV254 pour la plupart des stations. Cela traduit une origine allochtone de la matière organique dissoute qui est présente dans l'eau. L'influence des activités humaines (élevages, plans d'eau) sur nos sites de prélèvement semblent avoir une importance toute particulière puisque, les résultats précédemment exposés, ont montré que la matière organique semblait discriminer la présence/absence d'*A. pallipes*.

Les comparaisons des différentes gammes de tolérances publiées dans la littérature avec nos valeurs ont montré que les paramètres pris séparément n'expliquent pas la présence/absence de l'écrevisse à pattes blanches. Au contraire, les paramètres considérés dans leur ensemble, à l'aide d'analyses multidimensionnelles, ont permis de faire la distinction entre des sites abritant *A. pallipes* et ceux qui en sont dépourvus. De plus, ces outils multidimensionnels et

l'ACP en particulier, ont aussi permis de réduire le nombre de paramètres nécessaires à la compréhension. Ainsi, sur les 23 paramètres mesurés, cinq d'entre eux permettent de fournir la même information et ont, par conséquent, été retenus. Cette réduction de variables s'avère intéressante en terme de gestion et de conservation de l'écrevisse à pattes blanches dans la région Poitou-Charentes. En effet, ces cinq paramètres sont facilement et assez rapidement mesurables ce qui permet d'investiguer de nombreuses stations en vue de programmes de ré-introduction d'*A. pallipes*. La modélisation par réseaux de neurones artificiels (RNA) de manière binaire de la présence/absence d'*A. pallipes* pourrait à première vue apparaître comme une modélisation grossière. En fait, il est important de constater que le succès de cette démarche complète les observations de l'analyse multidimensionnelle. De plus, elle permet de prédire des eaux potentiellement capables d'accueillir l'écrevisse à pattes blanches et elle confirme indirectement les liens existants entre les paramètres abiotiques et un paramètre biotique (présence/absence d'*A. pallipes*).

Ainsi, l'utilisation des RNA est de plus en plus courante pour estimer la qualité des eaux. A titre d'exemples, les travaux de Céréghino *et al.* (2003) et de Park *et al.* (2003a) ont permis de prédire la richesse spécifique en EPTC (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères) dans des cours d'eau à partir de seulement quatre variables environnementales (altitude, ordre du cours d'eau, distance à la source, température de l'eau). En effet, la richesse en EPTC reflète l'altération de la qualité de l'eau sur une zone donnée (Compin et Céréghino, 2003).

III.3 Les cinq paramètres les plus pertinents

Les résultats ont montré que les paramètres NO₃, pH, Cond, UV254 et COT pouvaient s'avérer plus pertinents que les autres pour discriminer la présence/absence d'*A. pallipes*.

Le ruisseau de l'Auxance qui est dépourvu d'écrevisses à pattes blanches a été aussi échantillonné lors de cette étude (Chapitre II, I.5.4.2). Le site A1 de ce ruisseau présente d'une part, un habitat physique favorable à la présence d'*A. pallipes* avec des pierres, des galets, des structures racinaires et une ripisylve boisée et d'autre part, un environnement direct plutôt défavorable constitué de pâturages, de jardins potagers, d'habitations et d'une route très fréquentée (Tableaux II-2 et II-3). De plus, de fortes concentrations moyennes en NH₄ (608,0±629,2 µg/L), en MES (22,0±13,8 mg/L) et en COT (7,69±4,31 mg/L) ont été enregistrées sur ce site (Tableau A3-1d, Annexe 3). Le site A2 montre également un habitat physique favorable à *A. pallipes* mais une couverture végétale moindre que sur le site amont.

Ce site est entouré de pâturages et d'habitations éparses (Tableaux II-2 et II-3). Il est important de noter que l'absence d'*A. pallipes* de ce lieu apparemment favorable n'est pas liée à l'éventuelle présence de la peste de l'écrevisse car cette station abrite une population d'écrevisses turques, *Astacus leptodactylus*, qui sont sensibles à cette maladie (Chapitre I, II.3).

Ainsi, afin de vérifier la pertinence de ces cinq paramètres, une nouvelle ACP a été réalisée avec l'ensemble des sept cours d'eau déjà étudiés plus l'Auxance (Figure III-20). La composante 1 est construite à l'aide des paramètres minéraux alors que les paramètres organiques participent à la composante 2. La variance totale expliquée s'élève à 74,1% (CP1 : 38,1% et CP2 : 36,0) et la valeur du test de KMO correspond à 0,571. La figure III-21 présente, quant à elle, la distribution des deux stations A1 et A2 et celles des sites avec et sans *A. pallipes* en fonction de ces deux axes principaux précédemment définis. Les points de prélèvements correspondant au site A1 se retrouvent, avec la majorité des sites sans écrevisses, le long de l'axe 2 qui correspond à celui de la fraction organique de l'eau alors que la A2 se distribue le long de l'axe 1, axe minéral sur lequel se distribuent les stations avec *A. pallipes*. Des résultats similaires ont été obtenus avec les 23 paramètres initiaux. Cette répartition des stations de l'Auxance dans la figure III-21 permet de valider l'utilisation d'un nombre réduit de paramètres pour discriminer des eaux susceptibles d'accueillir des populations d'*A. pallipes*.

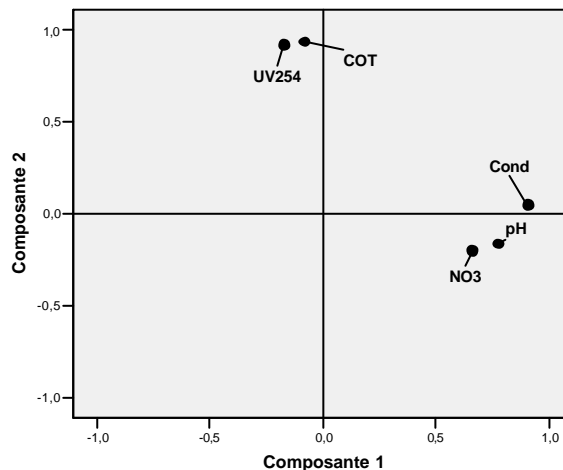


Figure III-20 : Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 5 variables physico-chimiques les plus pertinentes sur l'ensemble des 7 cours d'eau plus le ruisseau de l'Auxance.

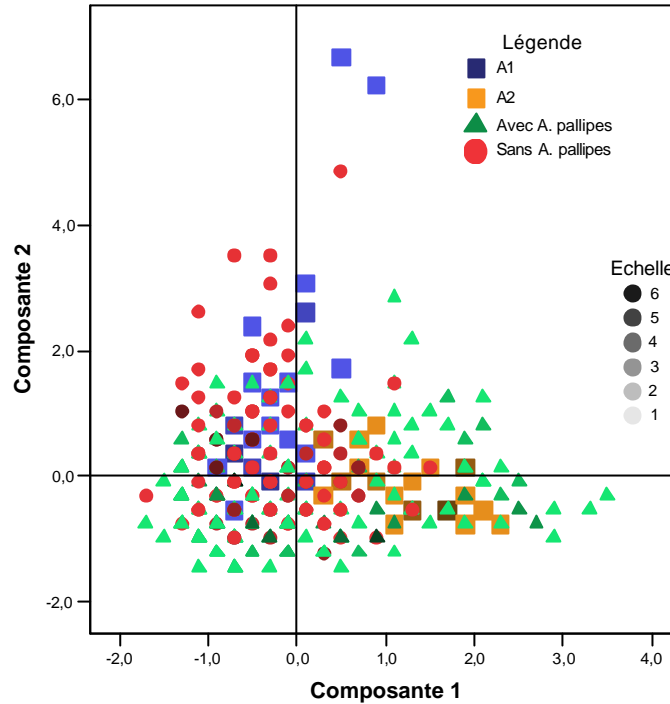


Figure III-21 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) et des sites amont et aval de l'Auxance (carrés bleus et oranges respectivement) en fonction des deux composantes principales définies par la figure III-17. L'échelle de 0 à 6 indique le nombre de points superposés sur une même zone ; plus les couleurs rouges et vertes sont foncées plus ce nombre de points est important.

III.4 L'impact des étangs

Le tableau II-2 montre l'importance de la présence d'étangs dans notre aire d'étude. En effet, tous les ruisseaux étudiés présentent des étangs au niveau des sources et à l'exception du Thouet et du Gâtineau, des étangs sont présents entre les sites amont et aval. Le pays de Gâtine est une région particulièrement riche en plan d'eau. Par le passé, ces étangs étaient utilisés pour les activités humaines et l'abreuvement du bétail. De nos jours, ils sont essentiellement voués à l'irrigation et à la pêche de loisir. Cependant, de part leurs caractéristiques morphologiques, physico-chimiques et biologiques différentes de celles des eaux courantes, la présence d'un étang est susceptible de perturber les caractéristiques d'un ruisseau. Le CSP de la Vienne s'est particulièrement intéressé à cette problématique dans la région Poitou-Charentes (Boutet-Berry, 2000). Ainsi, il a été montré que les plans d'eau avaient un impact sur le régime thermique, l' O_2 dissous, le E, la Cond, le pH, les MES et les concentrations en NO_3 et en NH_4 des ruisseaux situés en aval. Cependant, les impacts sont plus ou moins importants selon le type d'étangs considéré et selon leurs modes de gestion.

Dans notre étude, le tableau III-1 montre que les étangs situés entre les points 1 et 2 ne semblent pas avoir d'influence sur O₂, E et T moyenne car aucune différence significative n'a été enregistrée entre les points amont et aval d'un même ruisseau. Cependant, la présence des étangs pourrait expliquer, en partie, les différences significatives observées entre les sites amont et aval pour les concentrations en NO₃. En effet, outre le lessivage des sols, les NO₃ proviennent aussi de la décomposition de végétaux qui peuvent s'accumuler dans les étangs. Les étangs sont aussi un des facteurs prépondérants dans l'augmentation des concentrations en MES entre les sites amont et aval (Boutet-Berry, 2000). Les effets peuvent alors être de trois ordres : les MES sont susceptibles (i) de provoquer des lésions au niveau des branchies des écrevisses, (ii) d'induire des diminutions des taux de O₂ dissous lors de la phase de dégradations par les microorganismes et (iii) de provoquer un colmatage du fond du cours d'eau. Ce dernier point est particulièrement important car le colmatage des substrats entraîne une diminution du nombre de caches pour *A. pallipes*. Ce phénomène est particulièrement visible sur les sites SN2 et Ve2. Aucune différence significative n'a été observée entre les valeurs de MES mesurées sur SN1 et SN2 (Tableau III-1) car la station SN1 est située en bordure d'une pâture où les bovins s'abreuvent directement dans le ruisseau ce qui met en suspension une grande partie des sédiments. En plus de l'augmentation des MES, les étangs entraînent une augmentation de la concentration en COT dans les cours d'eau qui se trouvent en aval. La présence d'un plan d'eau modifie aussi très certainement la composition de la matière organique en aval.

Dans le département des Deux-Sèvres, il existe une réelle prise de conscience des impacts que peuvent avoir les étangs sur la qualité de l'eau des ruisseaux. Ainsi, un inventaire récent a dénombré près de 300 plans d'eau sur le bassin hydrographique du Thouet dont certains ne sont pas répertoriés sur les cartes IGN du département (Bachelier, com. pers.).

III.5 Le cas particulier du Gâtineau

Les résultats présentés dans ce chapitre ont fait ressortir le Gâtineau comme un ruisseau à part des six autres. En effet, à l'exception des paramètres Haut, Cl, COT et UV254, il n'existe pas de différences significatives entre la station amont et la station aval de ce ruisseau (Tableau III-1 et Tableau A2-2a, e, k, Annexe 2). De plus, seul ce ruisseau ne montre pas de différences significatives entre ces deux sites pour les valeurs de températures moyennes journalières des mois de juillet et août 2003 et 2004 (Tableau A2-3, Annexe 2). Les distributions des sites avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux premières composantes

principales, ont aussi montré que les prélèvements correspondant à la station G2 se regroupaient avec des points avec *A. pallipes*. Les tableaux II-2 et II-3 montrent aussi que ces deux sites présentent une composition de l'habitat physique et de l'environnement direct très similaires et favorables à *A. pallipes*. D'après Bachelier (com. pers.), *A. pallipes* était autrefois présente sur ce site mais une pollution ponctuelle a décimé la population. De plus, un recalibrage du lit du cours d'eau a été effectué quelques centaines de mètres en amont du site G2 ce qui pourrait expliquer la non-recolonisation de ce site par la population présente en amont.

Les observations précédentes font du Gâtineau un site qui apparaît comme très favorable pour une réintroduction d'écrevisses à pattes blanches. En outre, ce site est localisé sur une zone de réserve de pêche où des lamproies de Planer (*Lampetra planeri*), très exigeantes quant à la qualité de l'eau, ont été observées à plusieurs reprises.

Au cours de l'été 2004, une expérience de survie en cage a été réalisée pendant huit semaines (début juillet-début septembre) sur la Rourie et le Gâtineau. Pour cela, dix écrevisses ont été prélevées sur les sites amont de ces ruisseaux avant d'être placées dans des cages construites par nos soins. Cinq cages témoins ont été déposées sur les sites R1 et G1 et cinq autres sur chacun des deux sites R2 et G2. Les écrevisses étaient nourries tous les dix jours avec des carottes. Les résultats sur les sites témoins amont sont similaires avec deux écrevisses toujours vivantes en fin d'expérience (Figure III-22). Pour les sites aval, toutes les écrevisses étaient mortes en fin de deuxième semaine d'expérience sur R2 alors que sur G2, les résultats sont semblables à ceux du site amont jusqu'en fin de sixième semaine. A la fin de la huitième semaine d'expérience, une seule écrevisse était encore vivante sur G2 contre deux sur G1. Cependant, aucun cadavre d'écrevisse n'a été retrouvé sur G2. Il se peut donc que l'écrevisse se soit échappée. D'une manière générale, les résultats de cette expérience de survie sont quasi similaires sur les deux sites du Gâtineau ce qui renforce l'hypothèse selon laquelle G2 pourrait servir de station pilote pour une réintroduction d'*A. pallipes*.

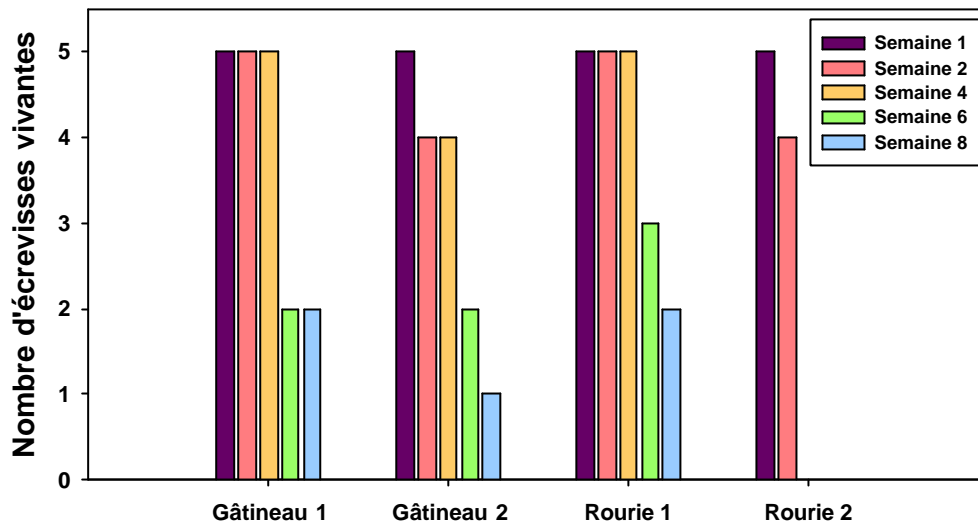


Figure III-22 : Nombre d'écrevisses vivantes au fil du temps lors de l'expérience de survie en cage de huit semaines.

IV CONCLUSION

A partir des résultats présentés dans ce chapitre, il est possible de dégager différentes conclusions :

1. La comparaison de nos gammes de valeurs obtenues pour les différents paramètres mesurés avec celles publiées dans la littérature montre qu'*A. pallipes* est capable de tolérer des conditions environnementales très variables qui dépendent fortement de la zone géographique du prélèvement. De plus, nous avons observé que, contrairement à ce qui est communément admis, *A. pallipes* semble tolérer des températures d'eau supérieures à 18°C voire 22°C et des concentrations en O₂ inférieures à 5 mg/L pendant deux semaines consécutives. *A. pallipes* tolère aussi des concentrations constantes en NO₃ de 33,6±9,2 mg/L. Ces résultats sont en accord avec ceux de Demers (2003) et de Füreder et Reynolds (2003) qui suggèrent que l'écrevisse à pattes blanches n'est pas vraiment un bon bioindicateur des eaux de bonne qualité. Cependant, nos résultats font ressortir qu'*A. pallipes* serait sensible à un enrichissement en matière organique de l'eau, ce qui permet de la qualifier plutôt d'indicateur de la charge des eaux en matière organique.

2. L'estimation de la qualité de l'eau de nos stations de prélèvement à l'aide de la grille d'évaluation du SEQ-Eau a montré que tous les sites se situent dans des gammes de qualités de bonnes à très bonnes pour la majorité des paramètres considérés (exceptés MES et NO₃). Ainsi, les méthodes classiques d'estimation de la qualité physico-chimique des eaux n'apportent pas d'élément de réponse vis-à-vis de la problématique présence/absence d'*A. pallipes*.

3. L'utilisation d'outils d'analyses multidimensionnelles (ACP, TSC, RNA) ont montré qu'il était possible de dégager cinq paramètres pertinents pour aider à la discrimination de la présence/absence d'*A. pallipes* sur une section de cours d'eau. Les paramètres retenus : Cond, pH, NO₃, COT et UV254 sont assez facilement mesurables ce qui peut réduire la quantité d'analyses et donc augmenter le nombre de sites prospectés en vue de programmes de réintroduction de cette espèce. Ces résultats sont tout à fait en accord avec la demande des gestionnaires qui souhaitent utiliser des méthodes simples et rapides pour prospecter des sites pouvant éventuellement abriter *A. pallipes*. De plus, le traitement des données par analyses multivariées nous a permis de discriminer les sites avec des sites sans écrevisses à pattes blanches ce qui n'avait pas été possible avec une étude paramètre par paramètre. Cela souligne donc l'importance de la prise en compte de l'inter-dépendance des différents paramètres. Ces aspects ont déjà été évoqués par Ouro-Boya Boukari (2004) qui montre la pertinence des analyses multidimensionnelles comme outil de gestion et d'estimation de la qualité des eaux superficielles et donc l'importance de ces méthodes dans l'objectif de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE).

4. Enfin, certains résultats traduisent l'impact des activités humaines sur la présence/absence d'*A. pallipes* (SN2, R2, Ve2). En effet, l'écrevisse à pattes blanches semble sensible à un enrichissement en matière organique de l'eau qui peut être notamment du à la présence de plans d'eau ou encore à l'abreuvement des bovins dans les ruisseaux (SN1 et Vi1).

Chapit r e IV

Et ude biot ique, faune de
macr oinvert ébr és et *a. pall ipes*



I	INTRODUCTION.....	134
II	RESULTATS RELATIFS A LA COMPOSITION DES COMMUNAUTES DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	134
II.1	NOTES IBGN ET PERTINENCE	135
II.1.1	Sites avec <i>A. pallipes</i>	135
II.1.2	Sites sans <i>A. pallipes</i>	135
II.2	L'INDICE HABITAT « m ».....	140
II.3	LE COEFFICIENT D'APTITUDE BIOGENE « Cb2 »	140
II.4	CARACTERISTIQUES DES LISTES FAUNISTIQUES DE MACROINVERTEBRES	142
II.5	LES GUILDES TROPHIQUES.....	145
II.6	INDICES DE SHANNON ET DE JACCARD	147
II.6.1	L'indice de diversité de Shannon (H)	148
II.6.2	L'indice de similarité de Jaccard (J)	148
II.7	LES EPHEMEROPTERES SUR LES SITES ECHANTILLONNES	151
II.8	TRAITEMENT PAR ANALYSES MULTIDIMENSIONNELLES	154
II.8.1	Pour l'ensemble des macroinvertébrés	154
II.8.2	ACP avec les Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères uniquement	156
II.9	PREDICTION PAR RESEAUX DE NEURONES ARTIFICIELS (RNA)	158
II.9.1	RNA avec l'ensemble des macroinvertébrés	158
II.9.2	RNA avec les EPT uniquement	160
III	DISCUSSION	160
III.1	QUALITE BIOLOGIQUE DE L'EAU ET <i>A. PALLIPES</i>	160
III.2	PEUPELEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES	163
III.2.1	Evolution des listes faunistiques	163
III.2.2	Les guildes trophiques	165
III.3	<i>A. PALLIPES</i> ET LES EPHEMEROPTERES	165
III.4	MACROINVERTEBRES BENTHIQUES ET ANALYSES MULTIVARIEES	166

III.5	CORRELATION DES DONNEES ABIOTIQUES ET BIOTIQUES	167
III.5.1	Les onze taxons de macroinvertébrés benthiques sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents	167
III.5.1.1	Utilisation de l'ACP.....	167
III.5.1.2	Utilisation de RNA.....	170
III.5.2	Les cinq taxons d'EPT sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents.....	170
III.5.2.1	Utilisation de l'ACP.....	170
III.5.2.2	Utilisation de RNA.....	173
III.5.3	Corrélations données abiotiques et biotiques : conclusion	173
IV	CONCLUSION	174

I INTRODUCTION

Parmi les organismes utilisés pour estimer la qualité des eaux superficielles (Chapitre I, V.3), les macroinvertébrés benthiques semblent particulièrement bien adaptés. En effet, les macroinvertébrés offrent de nombreux avantages pour réaliser une estimation et un suivi de la qualité des cours d'eau. Ils sont ubiquistes et peuvent donc coloniser un grand nombre d'habitats aquatiques. Ils constituent un groupe diversifié qui permet d'avoir une large gamme de réponses à un stress environnemental. De plus, ils possèdent de longs cycles de vie et sont relativement sédentaires ce qui permet, d'une part, d'étudier les changements temporels liés à une perturbation et, d'autre part, d'évaluer l'impact d'une pollution à un point donné. Cependant, une bonne connaissance de leur taxonomie et de leur écologie sont nécessaires pour obtenir des conclusions satisfaisantes car ils présentent des variations spatiales et saisonnières naturelles et leur abondance peut être influencée par d'autres paramètres que la qualité de l'eau comme la vitesse du courant et la nature du substrat.

Dans le cadre de ce travail, le protocole de l'IBGN basé sur l'occurrence de macroinvertébrés a été utilisé pour estimer la qualité de l'eau. L'étude des peuplements de macroinvertébrés a un double but : vérifier s'il existe une corrélation (i) entre la qualité « biologique » de l'eau et la présence d'*A. pallipes* et (ii) entre l'occurrence de certains taxons et celle de l'écrevisse à pattes blanches.

II RESULTATS RELATIFS A LA COMPOSITION DES COMMUNAUTES DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

Quatre prélèvements ont été réalisés selon le protocole IBGN en mars 2003, août 2003 et 2004 et juillet 2005 (Chapitre II, II.2). Les tableaux IV-1a, b, c et d rassemblent les informations obtenues à partir des quatre listes faunistiques établies pour chacun des sites. Ces tableaux seront commentés dans les paragraphes qui suivent. Les résultats rassemblés dans ces tableaux ont partiellement fait l'objet de cinq rapports de stage de niveau maîtrise ou ingénieur (Buffaz, 2003 ; Gagnaire, 2003 ; Ricard, 2003 ; Courcol, 2004, Mady, 2004).

II.1 Notes IBGN et pertinence

II.1.1 Sites avec *A. pallipes*

Au printemps 2003, les notes IBGN se sont échelonnées de 13 (G1) à 17 (R1) sur les sites abritant *A. pallipes*. Par la suite, sur les sites avec *A. pallipes*, les notes obtenues sont de 13 (R1) à 18 (Vi1), de 12 (SN1) à 16 (Ve1, Vi1) et de 12 (T1) à 14 (G1, M2) respectivement au cours des étés 2003, 2004 et 2005. Les notes IBGN sont relativement stables sur les sites abritant l'écrevisse à pattes blanches. Les trois notes estivales sont même identiques sur R1.

La sensibilité de la note qui correspond à la réévaluation de la note IBGN après suppression des taxons rares informe sur la stabilité du milieu. Sur les quatre campagnes de prélèvements, ce calcul montre une diminution de 1 à 5 points de la note IBGN sur les sites abritant *A. pallipes*. Les stations R1 et T1 présentent les diminutions de notes les plus importantes avec des pourcentages de taxons rares de l'ordre de 40% sur R1 et jusqu'à près de 60% sur T1 (2004).

La robustesse de la note, qui est calculée en supprimant le premier groupe indicateur, permet de savoir si la note initiale a été surestimée. Les sites abritant *A. pallipes* présentent des notes d'une robustesse variable. Les stations SN1, R1, G1, M1 et M2 présentent ainsi une faible robustesse puisque la note IBGN perd de 1 à 2 points lors des quatre campagnes de prélèvements. Pour T1, la note IBGN n'est pas robuste avec une chute de 13 à 06 après suppression du taxon indicateur le plus élevé.

II.1.2 Sites sans *A. pallipes*

Pour le prélèvement du printemps 2003, les notes IBGN varient de 11 (Vi2) à 18 (R2) sur les sites dépourvus d'écrevisses à pattes blanches. Pour les prélèvements estivaux, les notes se sont échelonnées de 06 (Vi2) à 15 (A2) en août 2003, de 04 (Vi2) à 17 (A2) en août 2004 et de 09 (Ve2) à 15 (A2) en juillet 2005. Rappelons qu'en juillet 2005, aucun prélèvement n'a été effectué sur le site Vi2 qui était asséché.

L'étude de sensibilité montre des notes qui diminuent de 1 à 3 points sur les sites sans *A. pallipes*. Ainsi, les pourcentages de taxons rares relevés sur les sites aval sont moindres à ceux enregistrés sur les stations avec *A. pallipes*.

Les sites sans *A. pallipes* présentent des robustesses inférieures en moyenne de 2 à 3 points à la note IBGN.

Tableaux IV-1a, b, c et d : Principales informations issues des listes faunistiques établies lors des prélèvements IBGN du printemps 2003 et des étés 2003, 2004 et 2005.

a)		SN1	SN2	R1	R2
Note	2003 print.	15	14	17	18
IBGN	2003 été	15	15	13	14
	2004 été	12	12	13	15
	2005 été	13	10	13	14
Sensibilité de la note	2003 print.	13	13	13	15
	2003 été	12	13	11	12
	2004 été	10	11	11	13
	2005 été	12	08	10	11
Robustesse de la note	2003 print.	15	12	16	15
	2003 été	15	12	12	12
	2004 été	12	08	13	15
	2005 été	13	09	13	13
Nombre d'individus	2003 print.	1631	5521	1093	1896
	2003 été	763	6427	644	467
	2004 été	1021	1700	1063	1500
	2005 été	1500	1700	370	570
Nombre total de taxons	2003 print.	31	28	29	33
	2003 été	30	32	23	27
	2004 été	20	20	21	30
	2005 été	23	22	22	25
Taxon dominant	2003 print.	<i>Gammaridae</i>	<i>Hydropsychidae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Gammaridae</i>
	2003 été	Oligochètes	<i>Hydropsychidae</i>	<i>Ptychopteridae</i>	<i>Hydrobiidae</i>
	2004 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Hydropsychidae</i>	<i>Ptychopteridae</i>	Oligochètes
	2005 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Chironomidae</i>
Taxon indicateur	2003 print.	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Chloroperlidae</i> (9)	<i>Taeniopterygidae</i> (9)
	2003 été	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leptophlebiidae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)
	2004 été	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)
	2005 été	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Psychomyiidae</i> (4)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)
Pourcentage de taxons rares	2003 print.	25,8	23,0	44,8	36,4
	2003 été	33,3	25,0	39,1	37,0
	2004 été	40,0	20,0	42,9	26,7
	2005 été	21,7	27,3	45,5	40,0
Pourcentage d'EPT	2003 print.	41,9	20,0	37,9	42,4
	2003 été	36,7	21,9	39,1	29,6
	2004 été	50,0	25,0	52,4	43,3
	2005 été	39,1	27,3	50,0	44,0

b)		G1	G2	T1	T2
Note	2003 print.	13	15	14	13
IBGN	2003 été	16	14	15	11
	2004 été	14	14	13	12
	2005 été	14	14	12	12
Sensibilité de la note	2003 print.	11	13	11	12
	2003 été	15	13	13	10
	2004 été	13	13	11	10
	2005 été	12	11	11	10
Robustesse de la note	2003 print.	13	14	14	12
	2003 été	15	12	13	09
	2004 été	14	14	06	11
	2005 été	14	12	11	7
Nombre d'individus	2003 print.	1581	1393	3694	4095
	2003 été	4098	2066	6235	750
	2004 été	2500	1800	1814	700
	2005 été	900	1100	1700	2900
Nombre total de taxons	2003 print.	22	27	28	23
	2003 été	34	25	32	18
	2004 été	28	28	22	20
	2005 été	26	25	19	21
Taxon dominant	2003 print.	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>
	2003 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	Oligochètes
	2004 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>
	2005 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Chironomidae</i>
Taxon indicateur	2003 print.	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Odontoceridae</i> (8)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Leptophlebiae</i> (7)
	2003 été	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Ephemeridae</i> (6)
	2004 été	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)
	2005 été	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Ephemeridae</i> (6)
Pourcentage de taxons rares	2003 print.	31,8	33,3	46,4	30,4
	2003 été	35,3	12,0	28,1	16,7
	2004 été	14,3	21,4	59,1	25,0
	2005 été	23,1	36,0	15,8	38,1
Pourcentage d'EPT	2003 print.	54,5	51,9	35,7	34,8
	2003 été	29,4	40,0	34,4	27,7
	2004 été	46,4	39,3	31,8	35,0
	2005 été	46,1	44,0	31,6	4,8

c)		Ve1	Ve2	Vi1	Vi2
Note	2003 print.	14	12	15	11
IBGN	2003 été	15	15	18	06
	2004 été	16	12	16	04
	2005 été	13	09	16	Asséché
Sensibilité de la note	2003 print.	13	09	13	09
	2003 été	13	12	16	04
	2004 été	11	10	14	04
	2005 été	11	06	13	-
Robustesse de la note	2003 print.	12	10	15	10
	2003 été	13	13	16	04
	2004 été	14	10	16	03
	2005 été	12	07	15	-
Nombre d'individus	2003 print.	2013	1146	2533	3745
	2003 été	2406	1099	3934	3655
	2004 été	2800	970	6400	4800
	2005 été	1300	1400	1600	-
Nombre total de taxons	2003 print.	21	23	30	21
	2003 été	29	29	37	13
	2004 été	29	23	35	9
	2005 été	22	18	33	-
Taxon dominant	2003 print.	<i>Chironomidae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Sphaeriidae</i>	Oligochètes
	2003 été	<i>Chironomidae</i>	<i>Chironomidae</i>	Oligochètes	Oligochètes
	2004 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Sphaeriidae</i>	Oligochètes
	2005 été	<i>Gammaridae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Sphaeriidae</i>	-
Taxon indicateur	2003 print.	<i>Philopotamidae</i> (8)	<i>Sericostomatidae</i> (6)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Heptageniidae</i> (5)
	2003 été	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Philopotamidae</i> (8)	<i>Gammaridae</i> (2)
	2004 été	<i>Philopotamidae</i> (8)	<i>Sericostomatidae</i> (6)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	Mollusques (2)
	2005 été	<i>Leuctridae</i> (7)	<i>Leptoceridae</i> (4)	<i>Glossosomatidae</i> (7)	-
Pourcentage de taxons rares	2003 print.	9,5	52,2	23,3	35,0
	2003 été	44,8	34,4	18,9	38,5
	2004 été	48,3	34,8	28,6	22,2
	2005 été	27,3	50,0	36,4	-
Pourcentage d'EPT	2003 print.	57,1	43,5	43,3	13,2
	2003 été	37,9	27,6	27,0	15,4
	2004 été	37,9	26,1	25,7	0,0
	2005 été	36,4	33,3	39,4	-

d)		M1	M2	A1	A2
Note	2003 print.	15	16	14	16
IBGN	2003 été	Asséché	15	Asséché	15
	2004 été	14	13	Asséché	17
	2005 été	Asséché	14	Asséché	15
Sensibilité de la note	2003 print.	13	13	12	14
	2003 été	-	12	-	14
	2004 été	12	12	-	14
	2005 été	-	11	-	12
Robustesse de la note	2003 print.	15	14	10	14
	2003 été	-	15	-	14
	2004 été	14	13	-	15
	2005 été	-	13	-	14
Nombre d'individus	2003 print.	2311	5156	2561	3561
	2003 été	-	9670	-	3240
	2004 été	3500	1635	-	3900
	2005 été	-	4800	-	930
Nombre total de taxons	2003 print.	30	33	25	30
	2003 été	-	31	-	31
	2004 été	27	24	-	37
	2005 été	-	26	-	33
Taxon dominant	2003 print.	<i>Gammaridae</i>	<i>Chironomidae</i>	Oligochètes	<i>Gammaridae</i>
	2003 été	-	<i>Hydrobiidae</i>	-	<i>Gammaridae</i>
	2004 été	<i>Sphaeriidae</i>	<i>Hydrobiidae</i>	-	<i>Gammaridae</i>
	2005 été	-	<i>Hydrobiidae</i>	-	<i>Hydrobiidae</i>
Taxon indicateur	2003 print.	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Leptophlebiidae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)
	2003 été	-	<i>Goeridae</i> (7)	-	<i>Goeridae</i> (7)
	2004 été	<i>Glossosomatidae</i> (7)	<i>Goeridae</i> (7)	-	<i>Goeridae</i> (7)
	2005 été	-	<i>Leptophlebiidae</i> (7)	-	<i>Lepidostomatidae</i> (6)
Pourcentage de taxons rares	2003 print.	30,0	33,3	35,0	15,2
	2003 été	-	38,7	-	12,9
	2004 été	37,0	29,2	-	24,3
	2005 été	-	38,5	-	33,3
Pourcentage d'EPT	2003 print.	40,0	30,3	20,0	30,0
	2003 été	-	29,0	-	29,0
	2004 été	25,9	33,3	-	32,4
	2005 été	-	38,5	-	33,3

II.2 L'indice habitat « m »

Le tableau IV-2 présente les valeurs de l'indice habitat « m » de chaque station. Cet indice est constant pour un site donné car les prélèvements ont toujours été effectués sur les mêmes substrats et dans les mêmes gammes de vitesse de courant. Dans la plupart des cas, quatre des substrats et trois des gammes de vitesses retenus dans la grille de prélèvement IBGN (Tableau A1-1, Annexe 1) ont été échantillonnés. Seul M2 a présenté six substrats différents. La gamme de vitesse la plus abondamment rencontrée est celle comprise entre 5 et 25 cm/s. Les valeurs de « m » s'échelonnent de 6,48 (Vi2) à 16,43 (M2). Ainsi, selon la gamme proposée par Verneaux (1982) (Chapitre II, II.2.4.2) l'hospitalité est de très mauvaise à très bonne sur nos sites de prélèvements. A l'exception de M2, les sites avec *A. pallipes* sont classés dans des gammes d'hospitalité de mauvaise à médiocre.

II.3 Le coefficient d'aptitude biogène « Cb2 »

Le tableau IV-2 rassemble les valeurs du coefficient d'aptitude biogène «Cb2 » et des deux indices I_v et I_n qui le composent. Seules les valeurs relatives aux prélèvements estivaux ont été reportées afin de faire des comparaisons à saisons équivalentes. A l'exception de Vi2, les valeurs obtenues pour le Cb2 sont proches des notes IBGN.

Les valeurs de I_v , traduisant la qualité de l'habitat, sont plus élevées sur les sites avec *A. pallipes* que sur ceux sans (excepté pour la Rourie). De même, les valeurs de I_n , correspondant à la qualité biologique de l'eau, sont supérieures ou égales sur les stations pourvues d'*A. pallipes*. Sur l'ensemble des sites, les valeurs de I_n sont toujours supérieures à celles de I_v ce qui traduit une qualité d'habitat inférieure à celle de la qualité biologique de l'eau. Les deux stations G1 et G2 montrent des valeurs de I_n très proches voire identiques. Ainsi, la qualité biologique de l'eau semble similaire entre ces deux stations.

Sur la plupart des stations, I_n décroît entre 2003 et 2005 laissant donc apparaître une diminution de la qualité biologique de l'eau au cours de ces trois années d'étude.

Tableau IV-2 : Valeurs de l'indice habitat « m » et du coefficient d'aptitude biogène « Cb2 » composé des indices Iv et In pour les trois prélèvements estivaux.

		m	Iv	In	Cb2	Rappel IBGN
SN1	2003	10,91	6,60	8,47	15,07	15
	2004	10,91	4,40	8,07	12,47	12
	2005	10,91	5,06	7,74	12,80	13
SN2	2003	13,96	7,04	6,53	13,57	15
	2004	13,96	4,40	6,66	11,06	12
	2005	13,96	4,84	6,05	10,89	10
R1	2003	11,31	5,06	9,27	14,33	13
	2004	11,31	4,84	9,68	14,52	13
	2005	11,31	4,84	8,87	13,71	13
R2	2003	14,42	5,94	7,26	13,2	14
	2004	14,42	6,60	8,27	14,87	15
	2005	14,42	5,50	7,87	13,37	14
G1	2003	12,81	7,48	8,71	16,19	16
	2004	12,81	6,16	8,47	14,63	14
	2005	12,81	5,72	8,47	14,19	14
G2	2003	13,18	5,50	8,71	14,21	14
	2004	13,18	6,16	8,71	14,87	14
	2005	13,18	5,50	8,17	13,67	14
T1	2003	13,18	7,04	8,23	15,27	15
	2004	13,18	4,84	7,26	12,1	13
	2005	13,18	4,18	7,26	11,44	12
T2	2003	10,57	3,96	8,01	11,97	11
	2004	10,57	4,40	7,87	12,27	12
	2005	10,57	4,62	7,26	11,88	12
Ve1	2003	13,59	6,38	8,71	15,09	15
	2004	13,59	6,38	8,47	14,85	16
	2005	13,59	4,84	7,87	12,71	13
Ve2	2003	10,94	6,38	7,87	14,25	15
	2004	10,94	5,06	7,66	12,72	12
	2005	10,94	3,96	6,05	10,01	9
Vi1	2003	9,48	8,14	8,87	17,01	18
	2004	9,48	7,70	7,87	15,57	16
	2005	9,48	7,26	8,23	15,49	16
Vi2	2003	6,48	2,86	3,63	6,49	6
	2004	6,48	1,98	5,44	7,42	4
	2005	6,48	-	-	-	-
M1	2003	-	-	-	-	-
	2004	11,65	5,94	6,96	12,9	14
	2005	-	-	-	-	-
M2	2003	16,43	6,82	7,87	14,69	15
	2004	16,43	5,28	8,17	13,45	13
	2005	16,43	5,72	7,87	13,59	14
A1	2003	-	-	-	-	-
	2004	-	-	-	-	-
	2005	-	-	-	-	-
A2	2003	14,42	6,82	7,61	14,43	15
	2004	14,42	8,14	7,95	16,09	17
	2005	14,42	7,26	6,05	13,31	15

II.4 Caractéristiques des listes faunistiques de macroinvertébrés

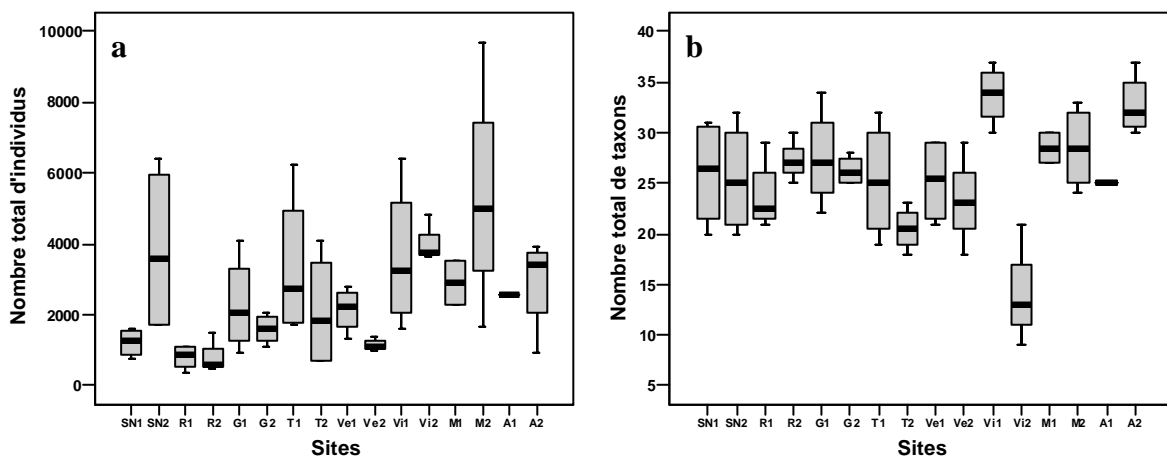
Les résultats présentés dans ce paragraphe font référence aux tableaux IV-1a, b, c et d.

Le nombre total d'organismes prélevés est, globalement, maximal au cours de l'année 2003 (printemps, été). A l'exception des sites SN1, T2 et Ve2 le nombre d'individus dans les prélèvements de l'été 2005 est inférieur à celui des autres dates. La présence/absence d'*A. pallipes* ne semble pas être corrélée à la variabilité temporelle du nombre de macroinvertébrés par prélèvement (Figure IV-1a). En effet, la grandeur des boîtes à moustaches de la figure IV-1a traduit une variabilité dans le nombre total d'individus.

A l'exception des stations G2 et A2, la diversité taxonomique est maximale au cours de l'année 2003 (printemps, été). La présence/absence d'*A. pallipes* ne semble pas non plus liée à la diversité taxonomique totale car la figure IV-1b montre des boîtes à moustaches de grandeurs variables selon les sites. Sur la plupart des sites avec et sans *A. pallipes*, la proportion maximale de taxons rares est enregistrée pour le prélèvement de juillet 2005 alors que la proportion la plus faible est rencontrée au mois d'août 2003. La proportion d'EPT (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) est, quant à elle, maximale au printemps 2003 et minimale au cours des étés 2003 et 2004. La figure IV-2 représente l'évolution de la proportion de taxons et d'individus d'EPT en été. La proportion du nombre de taxons d'EPT est supérieure sur les sites abritant *A. pallipes*, exception faite du Gâtineau en août 2003 et 2005. En revanche, la proportion du nombre d'individus d'EPT par rapport au nombre total d'individus reste faible (de 0 à 25,7%) sur toutes les stations. Certains sites comme SN2, T1, Ve1, Ve2 et A2 gardent des proportions de taxons d'EPT relativement stables aux cours des trois étés. D'autres comme T2 et Vi2 montrent une nette diminution de cette proportion. Les sites R1 et R2 présentent des proportions de taxons d'EPT similaires au cours des trois étés.

En ce qui concerne les taxons dominants, la famille des *Gammaridae* est très souvent la plus représentée sur les sites avec *A. pallipes*. En effet, les stations abritant l'écrevisse à pattes blanches sont situées très en amont et les sources de nourriture sont alors essentiellement allochtones ce qui se traduit par la dominance de taxons de type broyeur. Les taxons dominants sur les sites sans *A. pallipes* sont plus variés (*Gammaridae*, *Chironomidae*, *Hydrobiidae*, Oligochètes). A l'exception des stations R2 et T2, les sites ne présentent pas plus de deux taxons dominants différents sur l'ensemble des quatre prélèvements. Seule la station R2 a montré un taxon dominant différent à chaque campagne IBGN.

Les taxons indicateurs appartenant aux groupes indicateurs les plus élevés 9 et 8 (Tableau A1-3, Annexe 1) ont été relevés uniquement lors des prélèvements de 2003 (printemps, été) et de 2004. Les taxons indicateurs appartenant au groupe indicateur 9, *Chloroperlidae* et *Taeniopterygidae*, ont été respectivement répertoriés sur les sites R1 et R2 au printemps 2003. Le groupe indicateur 8 a été représenté par les familles des *Philopotamidae* sur les sites Ve1 et Vi1 et celle des *Odontoceridae* sur G2. Les *Gammaridae* et les mollusques (groupe indicateur 2) sont les taxons indicateurs les moins polluo-sensibles qui ont été enregistrés dans cette étude (Vi2). Les représentants du groupe indicateur 7 (*Leuctridae*, *Glossosomatidae*, *Goeridae*, *Leptophlebiidae*) sont les plus nombreux. La valeur du groupe indicateur reste assez stable au cours du temps pour une même station, à l'exception de SN2 et Vi2 qui perdent trois niveaux indicateurs respectivement entre les étés 2003 et 2004 et le printemps et l'été 2003. Ainsi, la présence d'*A. pallipes* ne semble pas lier à la présence de groupes indicateurs très élevés (9 et 8) mais apparaît comme liée à celle des individus du groupe indicateur 7. Cependant, les groupes indicateurs les plus faibles (5, *Heptageniidae* ; 4, *Leptoceridae*, *Psychomyiidae* et 2, *Gammaridae*, mollusques) se rencontrent sur les stations dépourvues d'*A. pallipes*.



Figures IV-1a et b : Boîtes à moustaches présentant l'évolution temporelle (a) du nombre total d'individus et (b) du nombre total de taxons dans les prélèvements IBGN pour l'ensemble des sites étudiés.

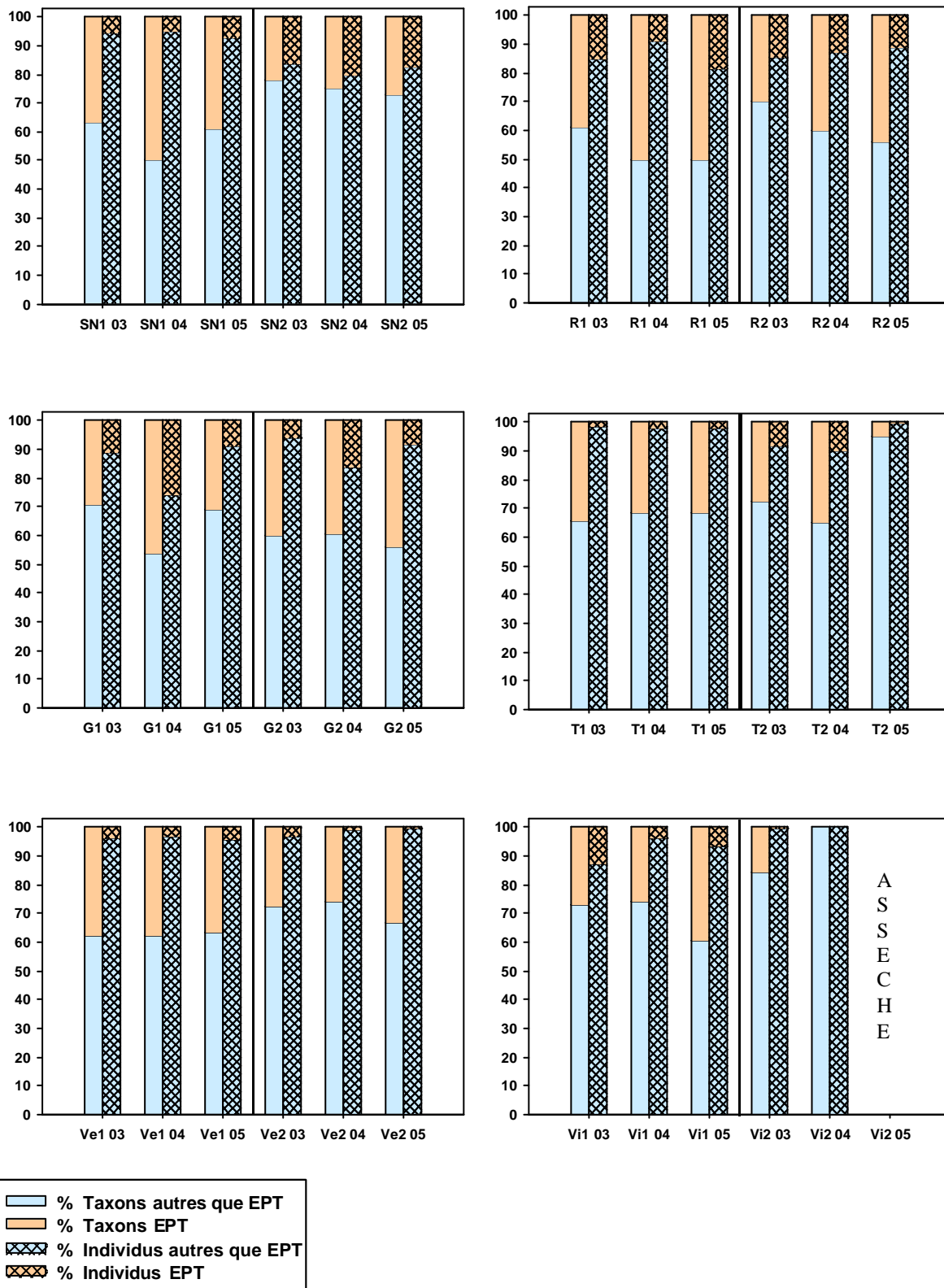


Figure IV-2 : Histogrammes représentant la proportion de taxons d'EPT par rapport au nombre total de taxons et la proportion du nombre d'individus d'EPT par rapport au nombre total d'individus sur chaque site pour les prélèvements estivaux de 2003, 2004 et 2005.

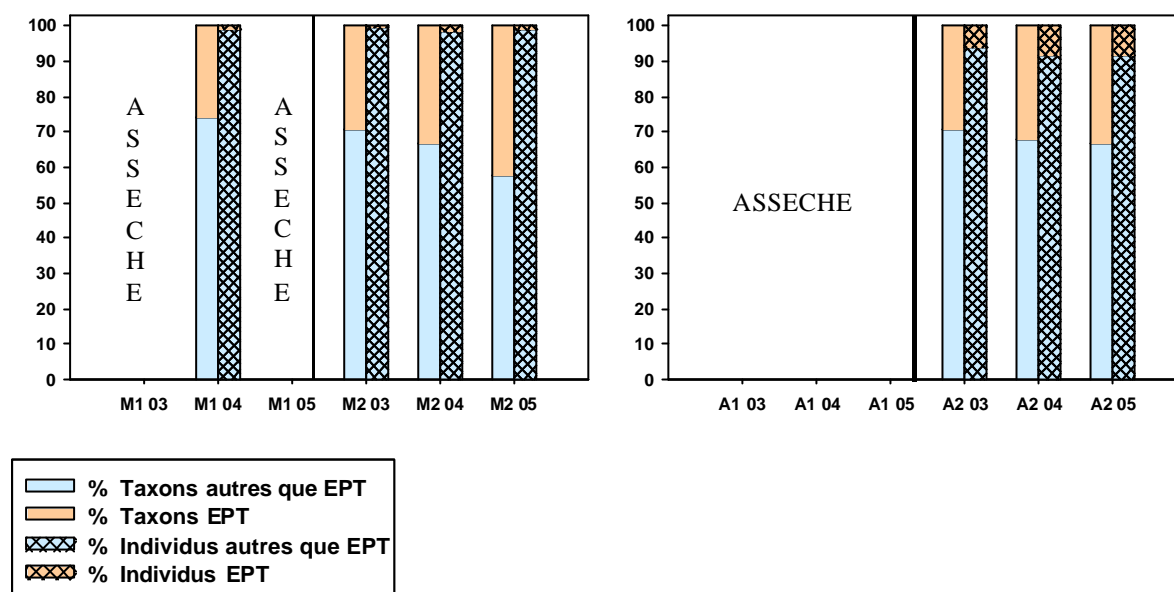


Figure IV-2 : Suite.

II.5 Les guildes trophiques

L'ensemble des individus répertoriés dans les listes faunistiques ont été répartis en sept guildes trophiques différentes : (i) détritivores, (ii) racleurs de substrat, (iii) suceurs, (iv) prédateurs, (v) filtreurs, (vi) brouteurs et (vii) broyeurs. La figure IV-3 présente les proportions relatives de chaque groupe fonctionnel (ou guildes trophiques) au cours des trois campagnes de prélèvements estivales.

D'une manière générale, une nette dominance des broyeurs, des brouteurs et des filtreurs est observée sur les sites pourvus d'*A. pallipes*. Sur les sites sans *A. pallipes*, les groupes fonctionnels dominants correspondent aux brouteurs et aux filtreurs. A l'exception de R1 et dans une moindre mesure de G1, la répartition des individus dans les différentes guildes trophiques est assez stable sur les sites pourvus d'*A. pallipes*. Sur R1, la prépondérance des *Ptychopteridae* se traduit par la dominance du groupe des détritivores en 2003 et 2004. En 2005, la proportion de *Ptychopteridae* diminue fortement ce qui est principalement bénéfique pour les guildes des filtreurs et des broyeurs. M2 a une structure trophique atypique en comparaison des autres stations avec *A. pallipes*. La famille des *Hydrobiidae* y est largement majoritaire car la station comporte des herbiers aquatiques, des bryophytes et des algues (Tableau II-3) ce qui se traduit par une dominance de la guildes des brouteurs.

Sur R2 et T2, une importante augmentation de la proportion des filtreurs est observée au cours du temps. Cela s'explique par une augmentation du nombre de *Chironomidae* et donc d'un enrichissement en matière organique de ces deux sites.

Les deux stations du Gâtineau présentent des structures trophiques similaires ; à l'exception de l'été 2003 où la proportion de broyeur est bien plus importante sur G1 que sur G2.

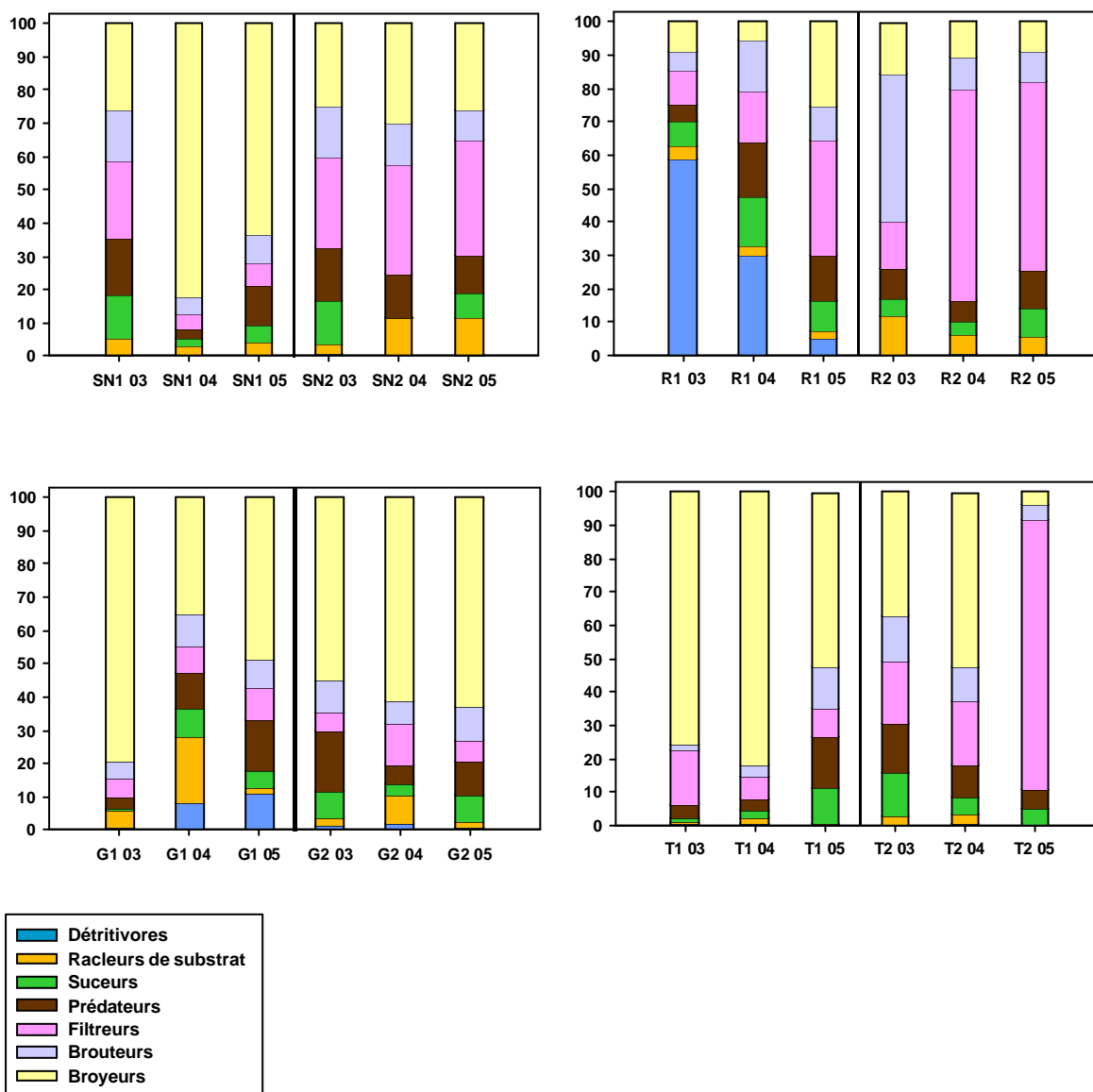


Figure IV-3 : Distributions des guildes trophiques dans les prélèvements de macroinvertébrés benthiques sur chacun des sites d'études au cours des trois campagnes d'été de 2003, 2004 et 2005.

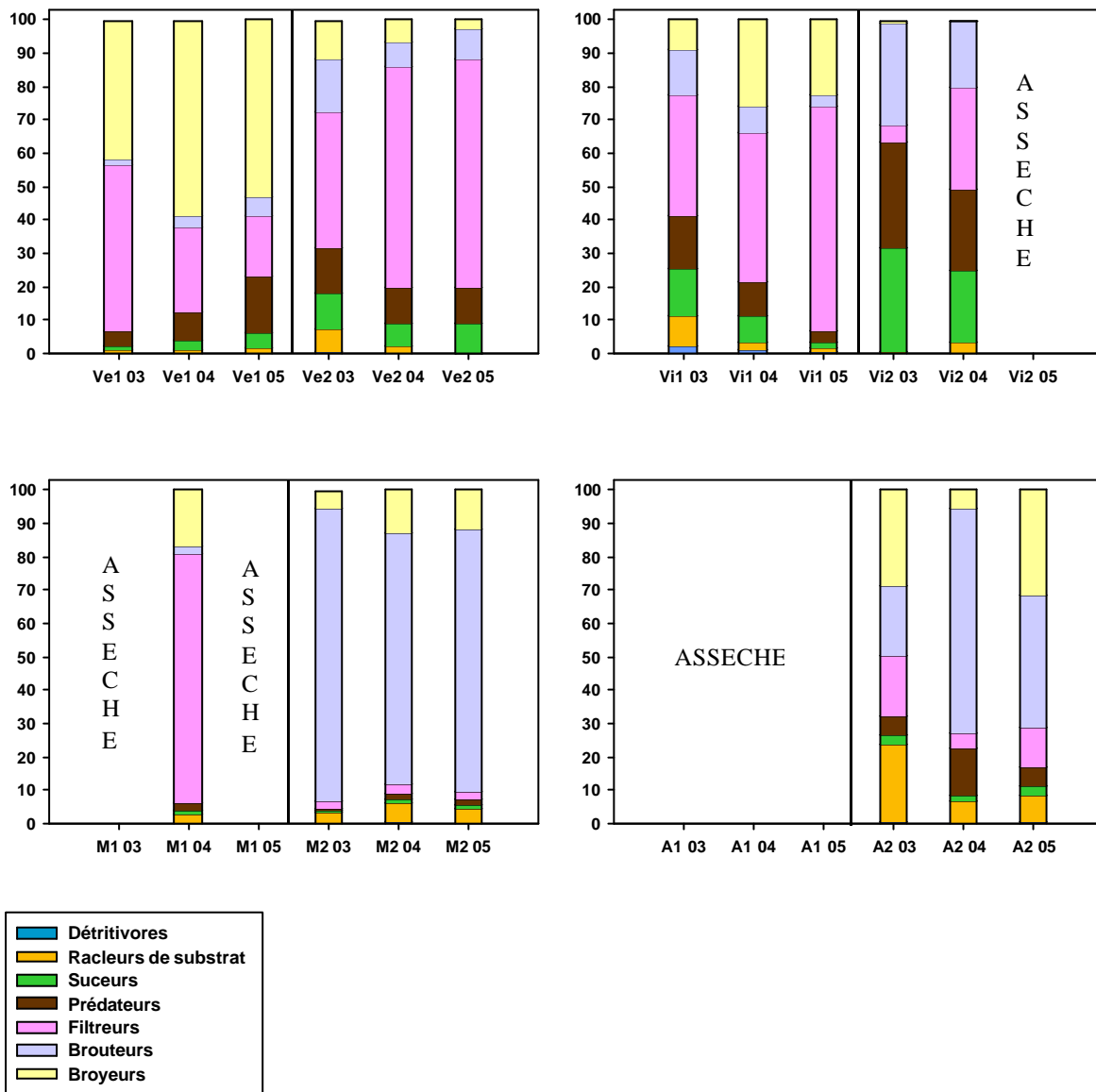


Figure IV-3 : Suite.

II.6 Indices de Shannon et de Jaccard

Les indices de diversité de Shannon (H) et de similarité de Jaccard (J) ont été calculés uniquement pour les trois prélèvements estivaux afin de comparer des indices pour une même période.

II.6.1 L'indice de diversité de Shannon (H)

Le tableau IV-3 rassemble les indices de Shannon pour l'ensemble des sites étudiés au cours des étés 2003, 2004 et 2005. L'indice présente une gamme de 0,60 (Vi2) à 3,43 (A2) en 2003, puis de 1,26 (T1) à 2,80 (A2) en 2004 et de 1,03 (T2) à 2,94 (A2) en 2005. Lors de l'été 2003, la plupart des sites abritant *A. pallipes* présente une diversité plus faible que les sites aval alors qu'en 2004 et 2005 la tendance s'inverse. La majorité des sites (SN1, SN2, R1, R2, T1, T2, Ve2, Vi1, A2) montre une diminution de la diversité entre 2003 et 2004 puis une nouvelle augmentation entre 2004 et 2005.

Ces indices traduisent une diversité de l'habitat relativement faible. De plus, il ne semble pas apparaître de corrélation entre la densité des populations d'*A. pallipes* et la diversité du milieu puisque le site M2 qui possède la population la plus dense (Tableau II-8) présente parallèlement des valeurs de H faibles (1,00-1,67).

Tableau IV-3 : Résultats du test de diversité de Shannon calculé pour chaque site et pour les trois étés 2003, 2004 et 2005.

	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
2003	2,63	2,86	2,36	3,36	1,77	2,37	1,44	2,27	2,01	2,42	2,63	0,60	ND	1,00	ND	3,43
2004	1,39	2,73	2,17	2,35	3,04	2,70	1,26	2,06	2,20	1,87	2,59	1,73	2,06	1,67	ND	2,80
2005	2,22	2,85	2,93	2,23	2,87	2,01	1,95	1,03	2,39	1,29	2,56	ND	ND	1,44	ND	2,94

ND pour Non Disponible

II.6.2 L'indice de similarité de Jaccard (J)

Des tests de similarités de Jaccard (J) ont été calculés afin de comparer l'ensemble des sites étudiés deux à deux vis-à-vis (i) de l'intégralité de la liste faunistique et (ii) des EPT uniquement (Tableaux IV-4a, b et c). Les indices de Jaccard relatifs à l'intégralité de la liste faunistique ne fournissent pas de résultats pertinents ils ne seront donc pas commentés dans ce paragraphe.

Lorsque le test de Jaccard est appliqué aux EPT, les stations pourvues d'*A. pallipes* présentent des similarités plus élevées entre elles que les sites sans *A. pallipes* comparés deux à deux. En 2003, G1 montre un indice J élevé avec SN1 et R1 (75% et 90%, respectivement). En 2003 aussi, SN1 et T1 ont un peuplement d'EPT similaire à 83,3%. Lors de ces trois prélèvements estivaux, SN1 et M2 sont les deux sites pourvus d'*A. pallipes* qui montrent les plus de

similarité ($J > 50\%$) avec les autres stations à écrevisses à pattes blanches. D'une manière générale, les taux de similarité entre stations ont tendance à diminuer au fil du temps.

Seuls la Rourie (excepté en 2005) et le Gâtineau présentent des valeurs de J entre les sites 1 et 2 supérieures à 50%. Il est aussi intéressant de remarquer que G2 présente majoritairement de fortes ressemblances avec des sites abritant *A. pallipes*. La même tendance est observée avec le site A2.

Tableaux IV-4a, b et c : Résultats du test de similarité de Jaccard exprimés en pourcentage de taxons communs entre deux sites pour les étés (a) 2003, (b) 2004 et (c) 2005. Les données en gras correspondent au test de Jaccard appliqué uniquement aux Epheméroptères, aux Trichoptères et aux Plécoptères. Les résultats du test supérieurs ou égaux à 50% apparaissent grisés.

a)2003	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	MI	M2	A1	A2
SN1	-	28,6	33,3	46,2	75,0	61,5	83,3	45,5	57,1	26,7	40,0	0,0	ND	53,9	ND	33,3
SN2	40,9	-	33,3	36,4	41,7	30,8	50,0	33,3	28,6	36,4	21,4	12,5	ND	45,5	ND	45,5
R1	43,2	27,9	-	54,6	90,0	72,7	42,9	16,7	25,0	41,7	35,7	22,2	ND	38,5	ND	28,6
R2	46,1	40,5	44,1	-	80,0	63,9	35,7	30,0	26,7	33,3	50,0	25,0	ND	41,7	ND	30,8
G1	56,1	40,4	39,0	56,4	-	90,9	50,0	36,4	40,0	63,6	53,9	20,0	ND	58,3	ND	35,7
G2	44,7	39,2	50,0	52,9	63,9	-	50,0	25,0	40,0	50,0	53,9	20,0	ND	46,2	ND	26,7
T1	67,6	42,2	41,0	45,0	43,5	58,3	-	45,5	57,1	35,7	40,0	0,0	ND	53,9	ND	53,9
T2	41,2	38,9	28,1	36,4	33,3	34,4	35,1	-	14,3	30,0	50,0	0,0	ND	40,0	ND	27,3
Ve1	47,5	32,6	33,3	43,6	40,0	46,0	56,4	27,0	-	26,7	31,3	0,0	ND	33,3	ND	25,0
Ve2	43,9	41,9	36,8	30,2	46,5	46,0	35,6	30,6	28,9	-	38,5	11,1	ND	54,6	ND	41,7
Vi1	39,6	38,0	33,3	48,8	47,9	44,2	38,0	34,2	43,5	37,5	-	20,0	ND	58,3	ND	26,7
Vi2	19,4	25,0	24,1	25,0	27,0	35,7	18,4	14,8	16,7	27,3	28,2	-	ND	10,0	ND	10,0
MI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND
M2	52,5	31,3	35,0	48,7	51,2	40,0	50,0	37,1	31,1	39,5	38,8	22,2	ND	-	ND	50,0
A1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
A2	46,3	46,5	35,0	41,5	44,4	37,5	43,2	32,4	33,3	42,9	36,0	29,4	ND	47,6	ND	-

ND pour Non Disponible

<i>b)2004</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1	-	25,0	75,0	46,7	53,3	50,0	70,0	41,7	50,0	45,5	46,2	0,0	41,7	63,6	ND	37,5
SN2	37,9	-	33,3	41,7	12,5	14,3	20,0	50,0	23,1	37,5	16,7	0,0	20,0	18,2	ND	41,7
R1	55,6	27,3	-	53,3	41,2	46,7	50,0	28,6	46,7	30,8	33,3	0,0	38,5	72,7	ND	43,8
R2	42,9	35,1	33,3	-	38,9	35,3	46,2	46,2	64,3	50,0	40,0	0,0	35,7	42,8	ND	60,0
G1	54,8	20,0	38,9	41,5	-	71,4	42,9	42,9	33,3	35,7	46,7	0,0	53,9	40,0	ND	31,6
G2	45,5	31,3	38,9	45,0	51,4	-	38,5	38,5	22,2	30,7	53,9	0,0	38,5	35,7	ND	35,3
T1	61,5	48,2	51,7	40,5	47,1	38,9	-	27,3	38,5	30,0	33,3	0,0	40,0	36,4	ND	46,2
T2	42,9	32,4	35,5	42,9	45,5	41,2	40,0	-	28,6	62,5	45,5	0,0	55,6	36,4	ND	46,2
Ve1	48,5	48,3	34,2	40,5	46,2	26,7	45,7	36,1	-	21,4	17,7	0,0	28,6	35,7	ND	35,3
Ve2	34,4	34,2	25,0	43,2	37,8	30,8	32,4	48,3	36,8	-	25,0	0,0	30,0	40,0	ND	50,0
Vi1	34,2	26,1	23,9	44,4	43,2	46,5	39,0	37,5	39,1	34,9	-	0,0	45,5	41,7	ND	50,0
Vi2	20,8	30,6	10,7	14,7	12,1	15,6	19,2	20,8	18,8	28,0	18,9	-	0,0	0,0	ND	0,0
M1	38,2	33,3	28,9	46,2	44,7	37,5	36,1	42,4	40,0	56,3	47,6	20,0	-	36,4	ND	35,7
M2	57,1	33,3	58,6	38,5	52,9	36,8	48,4	41,9	43,2	34,3	37,2	13,8	45,7	-	ND	42,9
A1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
A2	39,0	42,5	31,1	45,7	38,3	38,3	43,9	42,5	43,5	50,0	53,2	17,9	40,0	48,8	ND	-

ND pour Non Disponible

<i>c)2005</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1	-	36,4	42,9	53,9	61,5	53,9	50,0	11,1	41,7	36,4	46,7	ND	ND	53,9	ND	53,9
SN2	36,4	-	40,0	30,8	38,5	41,7	50,0	16,7	27,3	50,0	35,7	ND	ND	30,8	ND	30,8
R1	32,4	41,9	-	46,7	53,3	46,7	41,7	9,1	26,7	30,8	41,2	ND	ND	46,7	ND	29,4
R2	50,0	38,2	38,2	-	43,8	46,7	30,8	9,1	35,7	30,8	41,2	ND	ND	37,5	ND	46,7
G1	44,1	37,1	54,8	34,2	-	64,3	63,6	8,3	33,3	38,5	66,7	ND	ND	64,3	ND	53,3
G2	41,2	38,2	42,4	42,9	50,0	-	54,6	9,1	35,7	54,6	60,0	ND	ND	37,5	ND	46,7
T1	50,0	41,4	41,4	29,4	60,7	51,7	-	16,7	27,3	33,3	35,7	ND	ND	54,6	ND	41,7
T2	33,3	34,4	26,5	31,4	20,5	27,8	33,3	-	12,5	16,7	7,7	ND	ND	9,1	ND	9,1
Ve1	45,2	33,3	29,4	34,3	37,1	38,2	36,7	34,4	-	16,7	50,0	ND	ND	26,7	ND	26,7
Ve2	41,4	48,2	42,9	43,3	37,5	48,3	32,1	34,5	25,0	-	35,7	ND	ND	30,8	ND	41,7
Vi1	40,0	41,0	31,0	38,1	43,9	45,0	33,3	28,6	48,7	30,8	-	ND	ND	41,2	ND	60,0
Vi2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND
M1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND
M2	48,5	33,3	41,2	34,2	57,6	37,8	55,2	23,7	33,3	37,5	34,1		ND	-	ND	46,7
A1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND
A2	36,6	41,0	22,2	41,5	37,2	28,9	30,0	34,5	34,2	30,8	37,5	ND	ND	37,2	ND	-

ND pour Non Disponible

Le tableau IV-5 présente les résultats du test de Jaccard appliqué à une même station entre deux dates différentes : 2003-04, 2003-05 et 2004-05 pour la faune d'EPT uniquement. En ce qui concerne la comparaison vis-à-vis des EPT, les stations SN1, R1, R2, G1, Ve2, Vi1, M2 et A2 ont des taux de similarité élevés tout au long de la période d'étude. Dans l'ensemble, les sites pourvus d'*A. pallipes* montrent une similarité des peuplements d'EPT plus importante et plus stable que celle des stations sans écrevisses à pattes blanches.

Tableau IV-5 : Résultats du test de similarité de Jaccard exprimés en pourcentage de taxons communs sur un même site entre les étés 2003-04, 2003-05 et 2004-05 pour la faune d'Ephéméroptères, de Trichoptères et de Plécoptères uniquement. Les résultats du test supérieurs ou égaux à 50% apparaissent en grisés.

	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
2003-04	61,5	71,4	53,3	61,5	66,7	53,9	63,6	50,0	57,1	55,6	58,3	0,0	ND	54,6	ND	75,0
2003-05	90,0	30,0	69,2	50,0	66,7	35,7	41,7	20,0	46,2	55,6	53,3	ND	ND	58,9	ND	66,7
2004-05	58,3	22,2	66,7	57,1	69,2	64,3	44,4	14,3	46,2	50,0	57,1	ND	ND	58,3	ND	64,3

ND pour Non Disponible

II.7 Les Ephéméroptères sur les sites échantillonnés

Le tableau IV-6 recense les différentes espèces d'Ephéméroptères rencontrées sur les sites étudiés après un prélèvement qualitatif en avril 2004. Un total de 12 espèces a été répertorié parmi lesquelles : une espèce d'*Ephemerellidae* et d'*Ephemeridae*, trois espèces d'*Heptageniidae* et trois espèces de *Baetidae* et de *Leptophlebiidae*. Les trois espèces *Baetis rhodani*, *Seratella ignita* et *Ephemera danica* sont les plus présentes sur nos sites d'étude. Quatre espèces : (i) *Ecdyonurus dispar*, (ii) *Habrophlebia fusca*, (iii) *Habrophlebia lauta* et (iv) *Paraleptophlebia submarginata* ne se rencontrent que sur les sites abritant *A. pallipes*. A l'exception d'*Ecdyonurus dispar*, qui appartient à la famille des *Heptageniidae*, ces espèces sont des représentants de la famille des *Leptophlebiidae* qui est répertoriée dans le groupe indicateur 7 dans le protocole de l'IBGN (Tableau A1-3, Annexe 1). Les valeurs des indices saprobiques de chaque espèce sont aussi reportées dans le tableau IV-6. Cet indice a été mis au point par Zelinka et Marvan (1961) et Sladeczek (1973) (cités par Tachet *et al.*, 2000). Il permet de classer les différentes espèces de macroinvertébrés en fonction de leur résistance à une pollution organique. En ce qui concerne les Ephéméroptères, les travaux de Moog (1995) et de Moog *et al.* (1997) menés en Europe centrale ont permis d'attribuer des coefficients de valeurs saprobiales à certaines espèces. Plus

la valeur de cet indice est élevée plus la polluo-résistance de l'espèce est grande. Ainsi, les macroinvertébrés sont répartis dans différents groupes :

- les xénosaprobés (X) qui sont intolérants à la pollution organique,
- les oligosaprobés (O) qui développent une faible polluo-résistance,
- les β -mésosaprobés (β) qui sont relativement polluo-résistants,
- les α -mésosaprobés (α) qui sont polluo-résistants,
- les polysaprobés (P) qui regroupent les espèces très polluo-résistantes.

Parmi les espèces répertoriées dans cette étude, se distinguent (i) des oligosaprobés (*Habroleptoïdes confusa*, *Habrophlebia fusca*, *Paraleptophlebia submarginata*), (ii) des oligo/ β -mésosaprobés (*Ephemera danica*, *Rhitrogena semicolorata*) et (iii) des β -mésosaprobés (*Baetis rhodani*, *Baetis vernus*, *Centroptilum luteolum*, *Seratella ignita*, *Ecdyonurus dispar*, *Habrophlebia lauta*).

Tableau IV-6 : Espèces d'Ephéméroptères présentes sur les différents sites lors d'un prélèvement qualitatif d'avril 2004. Les espèces uniquement rencontrées sur les sites avec *A. pallipes* apparaissent en grisées. Les chiffres en gras correspondent à l'Indice Saprobique (IS) de chaque espèce.

<i>Baetidae</i>			<i>Ephemerellidae</i>	<i>Ephemeridae</i>	<i>Heptageniidae</i>			<i>Leptophlebiidae</i>				
<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis vernus</i>	<i>Centroptilum luteolum</i>	<i>Seratella ignita</i>	<i>Ephemerella danica</i>	<i>Ecdyonurus dispar</i>	<i>Ecdyonurus sp.</i>	<i>Rhitrogena semicolorata</i>	<i>Habroleptoïdes confusa</i>	<i>Habrophlebia fusca</i>	<i>Habrophlebia lauta</i>	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	
IS	2,1	2,3	2,1	2,1	1,8	2,1	-	1,9	1,6	1,5	2,0	1,6
SN1	+	+		+	+		+				+	
SN2	+	+		+								
R1	+		+		+		+				+	+
R2	+			+				+				
G1	+			+	+		+	+	+			+
G2	+	+		+	+		+	+	+			
T1	+				+		+					
T2	+	+										
Ve1	+	+			+		+				+	
Ve2					+							
Vi1	+	+		+	+							+
Vi2				+								
M1				+		+				+		
M2	+			+	+						+	+
A1		+										
A2	+		+	+	+							

II.8 Traitement par analyses multidimensionnelles

II.8.1 Pour l'ensemble des macroinvertébrés

Un total de 90 familles de macroinvertébrés benthique a été enregistré lors des quatre campagnes de prélèvements IBGN. Cependant, seules 40 familles ont des occurrences régulières sur les stations échantillonnées. Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée en utilisant ces 40 taxons (Tableau A6-1, Annexe 6). La variance totale expliquée par les quatre premiers axes principaux lors de cette analyse n'atteint que 39,7%. Les familles de macroinvertébrés benthiques les plus pertinentes vis-à-vis de la présence/absence d'*A. pallipes* ont été sélectionnées par la même procédure que celle utilisée pour les paramètres physico-chimiques.

Ainsi, 11 familles de macroinvertébrés ont été retenues parmi lesquelles : 4 familles de Trichoptères (*Glossosomatidae*, *Goeridae*, *Polycentropodidae*, *Sericostomatidae*), 3 familles de Diptères (*Dixidae*, *Empididae*, *Tabanidae*), 2 familles de Mollusques (*Ancylidae*, *Neritidae*), une famille de Coléoptères (*Elmidae*) et une famille d'Odonates (*Calopterygidae*). Une nouvelle ACP a été réalisée avec ces 11 taxons. La valeur de l'indice de KMO est alors de 0,711 et le pourcentage de variance expliquée par les deux premières composantes de 64,5% (CP1 : 35,0% et CP2 : 29,5%). Le tableau IV-7 rassemble les coefficients de corrélation des 11 taxons avec les deux premières composantes. Ainsi, la composante 1 est construite à partir des taxons des groupes indicateurs les plus élevés (Trichoptères, exceptés les *Polycentropodidae*) et des Diptères et la composante 2 à partir des taxons de groupes indicateurs les plus bas.

La figure IV-4 représente la projection des 11 taxons considérés dans le plan à deux composantes après une rotation de type «Varimax». La figure IV-5 montre la dispersion des sites avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux composantes définies précédemment. Bien que des sites avec et sans écrevisse se chevauchent, les sites pourvus d'*A. pallipes* ont tendance à se répartir le long de l'axe 1, celui des Trichoptères et des Diptères, tandis que les sites sans *A. pallipes* se retrouvent plutôt sur l'axe 2.

Tableau IV-7 : Coefficients de corrélation entre les 11 taxons retenus et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras. Les chiffres entre parenthèses correspondent au groupe indicateur auquel appartiennent les taxons.

	Composante 1	Composante 2
<i>Goeridae</i> (7)	0,922	-0,019
<i>Sericostomatidae</i> (6)	0,877	0,106
<i>Tabanidae</i>	0,764	0,248
<i>Dixidae</i>	0,763	0,078
<i>Glossomatidae</i> (7)	0,596	-0,159
<i>Empididae</i>	0,573	-0,075
<i>Neritidae</i> (2)	0,001	0,954
<i>Ancylidae</i> (2)	0,058	0,891
<i>Elmidae</i> (2)	-0,063	0,773
<i>Calopterygidae</i>	0,281	0,750
<i>Polycentropodidae</i> (4)	-0,134	0,741

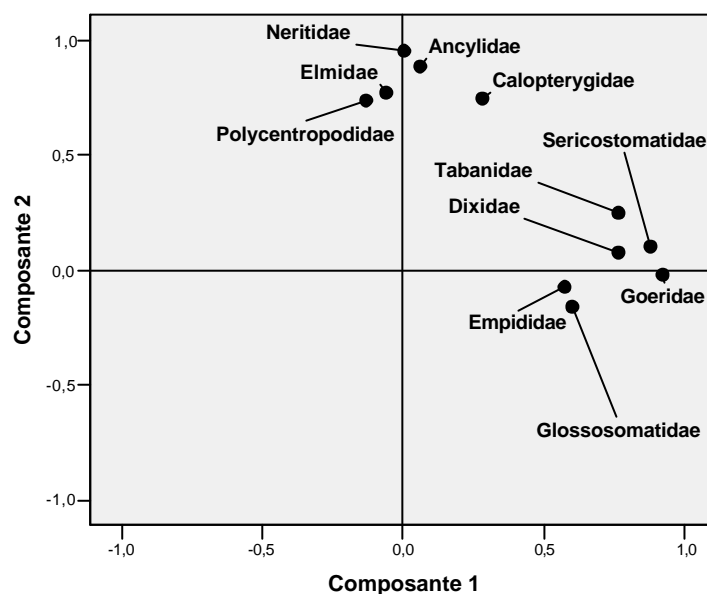


Figure IV-4 : Projection dans le premier plan principal des 11 taxons retenus après une rotation du type « Varimax ».

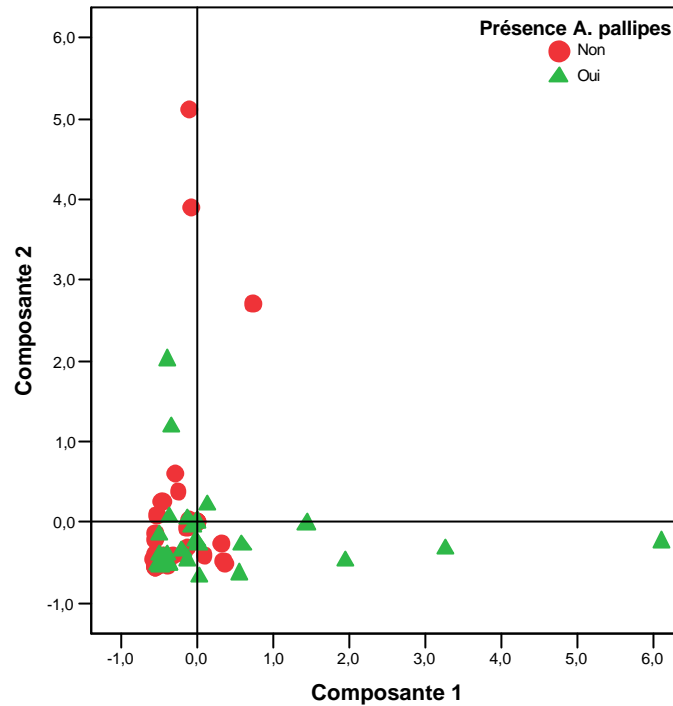


Figure IV-5 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies dans la figure IV-4.

II.8.2 ACP avec les Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères uniquement

Vingt-quatre familles d'EPT (5 de Plécoptères, 13 de Trichoptères, 6 d'Ephéméroptères) ont été recensées sur nos stations au cours de quatre prélèvements IBGN. Parmi ces familles, se retrouvent fréquemment : (i) une famille de Plécoptères (*Leuctridae*), (ii) 9 familles de Trichoptères (*Glossosomatidae*, *Goeridae*, *Hydropsychidae*, *Leptoceridae*, *Limnephilidae*, *Polycentropodidae*, *Psychomyiidae*, *Rhyacophilidae*, *Sericostomatidae*) et (iii) 5 familles d'Ephéméroptères (*Baetidae*, *Ephemerellidae*, *Ephemeridae*, *Heptageniidae*, *Leptophlebiidae*).

La même procédure que celle utilisée dans le paragraphe précédent a été utilisée pour réduire le nombre d'EPT à prendre en compte. Ainsi, cinq familles ont été retenues (Tableau A6-2, Annexe 6). Pour l'ACP réalisée à partir de ces cinq taxons, la valeur de l'indice de KMO est alors de 0,628 et la variance totale expliquée par les deux premières composantes de 74,9% (CP1 : 40,6% et CP2 : 34,3%). Le tableau IV-8 regroupe des valeurs des coefficients de corrélations de ces cinq taxons avec les deux premiers axes principaux. La composante 1 est construite à partir des taxons appartenant au groupe indicateur (GI) 7 (*Goeridae*) et

6 (*Sericostomatidae*, *Ephemeridae*) alors que des taxons de groupes indicateurs inférieurs composent l'axe 2 (*Leptoceridae* (GI 4), *Hydropsychidae* (GI 3)).

Tableau IV-8 : Coefficients de corrélation entre les cinq taxons d'EPT retenus et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras. Les chiffres entre parenthèses correspondent au groupe indicateur auquel appartiennent les taxons.

	Composante 1	Composante 2
<i>Sericostomatidae</i> (6)	0,942	0,000
<i>Goeridae</i> (7)	0,869	-0,026
<i>Ephemeridae</i> (6)	0,505	-0,067
<i>Leptoceridae</i> (4)	-0,027	0,959
<i>Hydropsychidae</i> (3)	-0,074	0,957

La figure IV-6 représente la projection des cinq familles d'EPT dans le plan à deux composantes après une rotation de type «Varimax ». La figure IV-7 montre la dispersion des sites avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux composantes définies précédemment. Ainsi, les sites sans *A. pallipes* se répartissent le long des deux composantes alors que les sites pourvus de l'écrevisse à pattes blanches se retrouvent uniquement sur l'axe 2, c'est-à-dire celui construit à partir des EPT de groupes indicateurs 7 et 6.

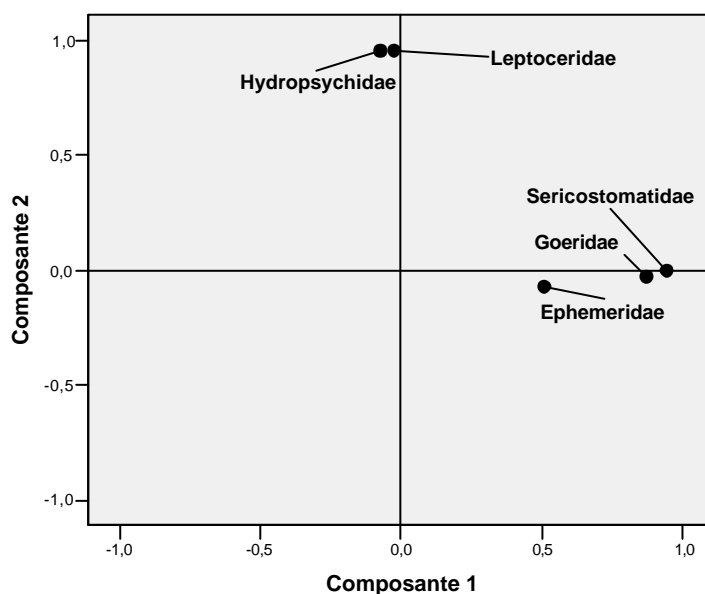


Figure IV-6 : Projection dans le premier plan principal des 5 taxons d'EPT retenus après une rotation du type « Varimax ».

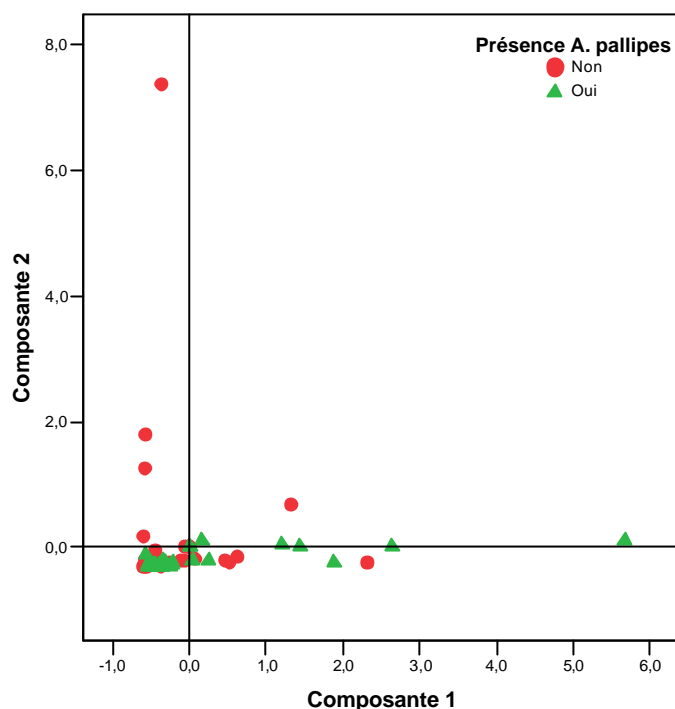


Figure IV-7 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies dans la figure IV-6.

II.9 Prédiction par Réseaux de Neurones Artificiels (RNA)

II.9.1 RNA avec l'ensemble des macroinvertébrés

L'analyse par ACP a mis en évidence que parmi les taxons rencontrés dans les différents cours d'eau, 11 semblaient pouvoir permettre de discriminer la présence/absence d'*A. pallipes*. Un perceptron multi-couches a été construit afin de voir s'il était possible de modéliser la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction de ces 11 taxons.

L'algorithme de génération automatique du nombre de couches de neurones cachés de Neural Connexion (Version 2.1) a optimisé le réseau utilisé pour cette modélisation. Il a proposé une couche de trois neurones cachés et la fonction d'activation tangente hyperbolique (Figure IV-8). D'autres fonctions d'activation ont été testées mais elles n'amélioreraient pas substantiellement le réseau. Comme dans le chapitre III (II.6) le choix des données à inclure dans les trois sous bases (apprentissage, validation, test) et leur ordre de présentation ont été opérés au hasard.

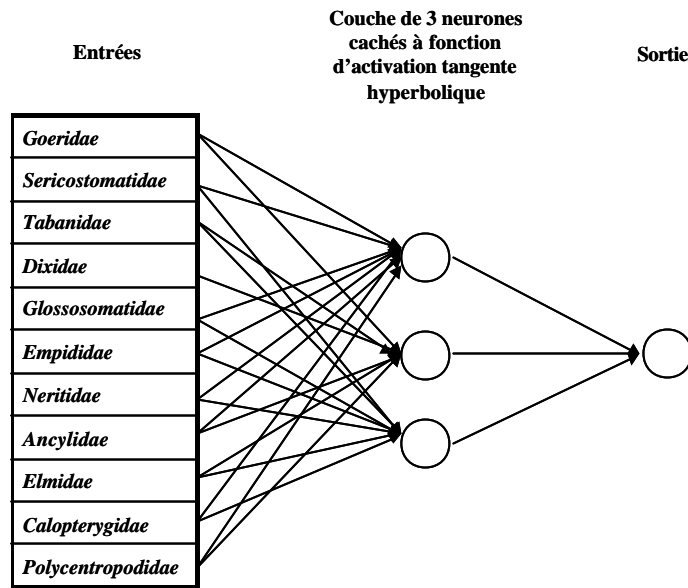
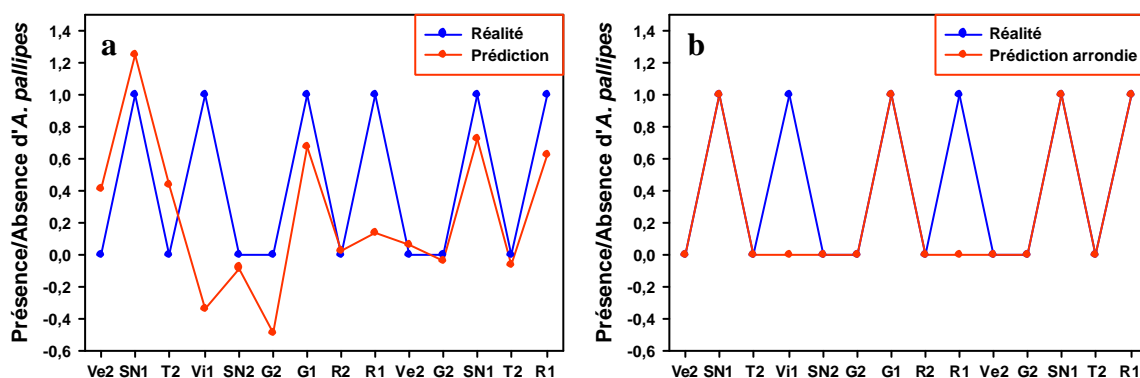


Figure IV-8 : Architecture du réseau de neurones artificiels utilisé pour modéliser la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction de 11 taxons de macroinvertébrés benthiques.

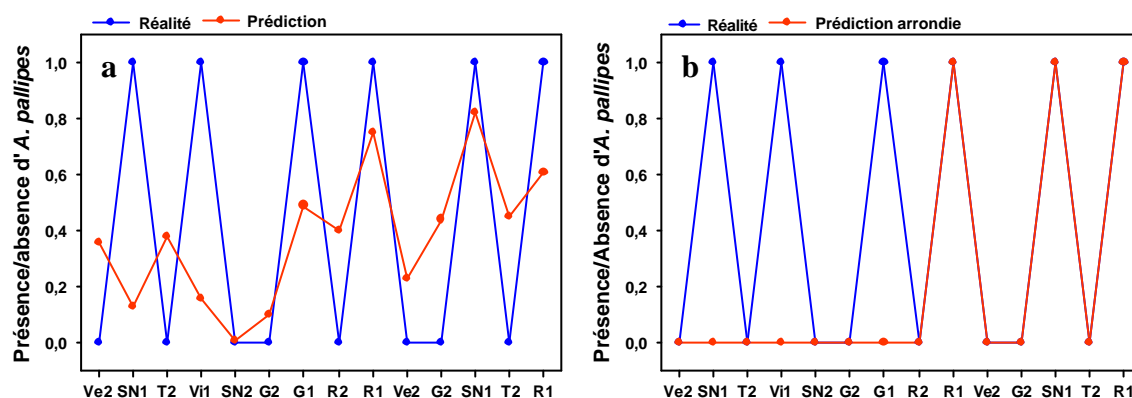
Les résultats de cette modélisation sont consignés dans les figures IV-9a et b. Ces deux figures montrent la présence/absence d'*A. pallipes* prédite par le perceptron ainsi que la présence/absence réellement observée en fonction des sites testés. Dans le cas (a) les valeurs exactes, fournies par le perceptron, ont été utilisées alors que dans le cas (b) les prédictions du perceptron ont été arrondies à l'entier (0 ou 1) le plus proche. Les résultats montrent que le réseau a pu extraire de manière très satisfaisante une loi qui lie la présence/absence de l'écrevisse à pattes blanches à celle de 11 taxons de macroinvertébrés benthiques. Lorsque les prédictions du perceptron sont arrondies à l'entier le plus proche, il s'avère que le modèle présente une performance de 86% de réponses justes.



Figures IV-9a et b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de 11 taxons de macroinvertébrés benthiques. (a) valeurs exactes fournies par le perceptron et (b) valeurs arrondies à l'entier le plus proche.

II.9.2 RNA avec les EPT uniquement

Un nouveau perceptron a été construit, selon le modèle de la figure IV-8, avec les cinq familles d'EPT précédemment sélectionnées afin de modéliser la présence/absence d'*A. pallipes*. Les résultats sont présentés dans les figures IV-10a et b qui montrent que le perceptron a pu extraire une loi satisfaisante liant la présence/absence de l'écrevisse à pattes blanches à celle des 5 familles d'EPT considérées (79% de prédictions justes).



Figures IV-10a et b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir des 5 familles d'EPT retenues. (a) valeurs exactes fournies par le perceptron et (b) valeurs arrondies à l'entier le plus proche.

III DISCUSSION

III.1 Qualité biologique de l'eau et *A. pallipes*

Nos résultats présentés dans ce chapitre montrent que la présence d'*A. pallipes* ne requiert pas une excellente qualité biologique de l'eau. En effet, les notes IBGN répertoriées sur les sites avec *A. pallipes* s'échelonnent de 12 à 18 ce qui reflète une eau de très bonne à passable qualité. Ces résultats sont en accord avec ceux de Broquet *et al.* (2002) qui ont relevé des notes de 13 sur des sites avec *A. pallipes* dans le pays de Loire. En revanche, nos notes les plus basses ne sont pas en accord avec celles de Grandjean *et al.* (2001 et 2003) qui étaient supérieures à 15 sur des sites pourvus d'écrevisses à pattes blanches dans des cours d'eau du Poitou-Charentes. Tout comme la grille d'évaluation du SEQ-Eau (Chapitre III, III.4), la méthode de l'IBGN ne semble pas adaptée à la problématique présence/absence de l'écrevisse à pattes blanches. Cependant, il a été remarqué que, d'une façon générale, les sites avec

A. pallipes présentaient des notes plus robustes mais aussi plus sensibles que celles enregistrées sur les sites sans.

Les taxons des groupes indicateurs les plus élevés (9 et 8) sont absents de la plupart des prélèvements. Les représentants de ces groupes élevés sont des taxons rhéophiles. Leur absence peut donc être due aux faciès lenticules de la plupart de nos sites d'étude. En effet, la majorité des prélèvements a été effectuée dans des gammes de vitesses inférieures ou égales à 25 cm/s. Ces faibles vitesses se traduisent notamment par des indices d'habitat « m » peu élevés. La température de l'eau supérieure à 17°C (Chapitre III, II.3.4) pendant les mois d'été est aussi néfaste à la présence des grands Plécoptères des groupes 9 et 8 qui apprécient les eaux fraîches. Dans notre étude, les taxons indicateurs les plus fréquemment rencontrés sur les sites avec *A. pallipes* appartiennent au groupe indicateur 7 (*Leuctridae*, *Glossosomatidae*, *Goeridae*, *Leptophlebiidae*). Les *Goeridae* et les *Leuctridae* sont les deux familles indicatrices le plus souvent associées à la présence d'*A. pallipes* sur nos sites. Ces deux familles sont faiblement polluo-résistantes et se rencontrent préférentiellement dans les eaux oligotrophes. Les *Goeridae* et *Leuctridae* évoluent sur les sédiments minéraux de grande taille et, comme l'écrevisse à pattes blanches, ils affectionnent les blocs, pierres et galets dans une gamme de vitesse de 20 à 50 cm/s (Bramard, com. pers.). Cependant, le fait que le groupe indicateur 7 soit associé au cours d'eau abritant *A. pallipes* s'explique probablement par le faible niveau des pentes des cours d'eau du département situés en région de plaine. Une étude récente menée en Haute-Savoie sur une quinzaine de stations pourvues d'*A. pallipes* a montré que cette écrevisse était le plus souvent associée à des taxons indicateurs du groupe 8 (Tiozzo, 2004).

Le calcul des indices I_v et I_n qui composent le «Cb2» apportent des informations supplémentaires par rapport à l'IBGN. Ces deux indices sont supérieurs sur les sites avec *A. pallipes*. Cette constatation traduit donc une meilleure (i) qualité de l'habitat et (ii) qualité biologique de l'eau sur les sites avec *A. pallipes* que sur ceux qui en sont dépourvus. En effet, l'habitat physique est un paramètre primordial à prendre en compte par rapport à la présence/absence d'*A. pallipes* (Chapitre I, IV.2.1). L'écrevisse à pattes blanches étant une espèce lucifuge, il est important qu'elle puisse se cacher sous des pierres, des galets ou encore des racinaires pour fuir la lumière du jour. Ainsi, le tableau II-3 montre que la proportion des pierres et des galets est toujours supérieure sur les sites avec *A. pallipes* que sur ceux sans pour un même ruisseau. La qualité biologique de l'eau (I_n) est étroitement liée aux exigences vis-à-vis de l'habitat que requiert l'écrevisse à pattes blanches car une majorité des macroinvertébrés qui compose les groupes indicateurs 9, 8 et 7 sont pétricoles. La ripisylve

revêt aussi une grande importance. En effet, la présence d'arbres et d'arbustes sur les berges permettent (i) de limiter le réchauffement de l'eau en été (ombre), (ii) de consolider les berges grâce à leurs racines et enfin (iii) d'offrir des caches aux écrevisses dans le cas où les racinaires plongent dans le cours d'eau.

Ainsi, en se basant sur les paramètres notes IBGN, *In*, *Iv* et sur la description de l'habitat physique (Tableau II-3), il apparaît que les sites R2 et G2 présentent un profil susceptible d'accueillir *A. pallipes*. Ces deux sites ont effectivement de nombreuses pierres et galets (= 50%). Pour la Rourie, les valeurs de *Iv* sont plus grandes sur R2 que sur R1 alors que celles de *In* sont légèrement inférieures sur R2 mais identiques, toutefois, à celles calculées pour Ve1 (site avec *A. pallipes*). Cependant, l'établissement d'*A. pallipes* semble compromis sur R2 à cause de la présence d'*Orconectes limosus*. De plus, l'expérience de survie en cage décrite dans le chapitre III (III.5) a montré une mortalité très rapide des écrevisses sur cette station. Pour le Gâtineau, les valeurs de *Iv* et *In* sont très proches sur les deux sites G1 et G2. Ce résultat abonde dans le sens de celui obtenu par rapport aux paramètres physico-chimiques (Chapitre III, III.5). Le site G2 présente les caractéristiques physico-chimiques et biologiques propres aux sites avec *A. pallipes*. Rappelons que (i) des lamproies de Planer (*Lampetra planeri*), exigeantes par rapport à la qualité de l'eau, sont présentes sur ce site qui est classé en réserve de pêche et (ii) que l'expérience des cages a fourni des résultats de survie similaires sur G1 et G2. Cependant, les modélisations réalisées par RNA (Chapitre III, II.7 et II.9 de ce chapitre) montrent que les prédictions classent G2 comme site sans *A. pallipes* (sauf quand les RNA sont réalisés avec les seuls paramètres COT, UV254, Cond, pH et NO₃).

Dans une moindre mesure, le site A2, qui abrite une population d'*Astacus leptodactylus*, présente aussi des caractéristiques biologiques intéressantes. En effet, des notes IBGN élevées ont été mesurées sur ce site (de 15 à 17) avec la famille des *Goeridae* comme taxon indicateur en 2003 (printemps, été) et 2004. Les valeurs de l'indice *Iv* sont similaires à celles enregistrées sur des sites pourvus d'*A. pallipes* (Vi1, M2) ce qui traduit une qualité d'habitat propice à l'écrevisse à pattes blanches. En revanche, les valeurs de *In* se rapprochent davantage de valeurs obtenues pour des sites sans *A. pallipes* (T2 notamment). Donc, bien que les résultats obtenus dans le chapitre III (III.3) aient montré que le site A2 présente des caractéristiques physico-chimiques propices à l'établissement d'*A. pallipes*, il semblerait que les caractéristiques biologiques soient limitantes pour des écrevisses à pattes blanches. Ce résultat souligne combien il est important de prendre en compte à la fois des paramètres biotiques et abiotiques pour caractériser l'habitat préférentiel d'*A. pallipes*. Ainsi, G2 et dans

une moindre mesure A2, pourraient constituer des sites pilotes pour une expériences de repeuplement.

III.2 Peuplements de macroinvertébrés benthiques

III.2.1 Evolution des listes faunistiques

Le suivi de la qualité biologique de l'eau sur trois ans à l'aide de quatre prélèvements IBGN s'avère particulièrement intéressant pour étudier les évolutions des peuplements de macroinvertébrés benthiques. En effet, si la note IBGN en elle-même ne renseigne pas sur l'évolution des communautés, les listes faunistiques qui s'y rattachent sont riches en informations car l'apparition ou la disparition de certains taxons montrent d'éventuels changements de la qualité physico-chimique de l'eau.

Ainsi, sur certains de nos sites pourvus d'*A. pallipes*, une disparition de taxons polluo-sensibles a été observée après l'été 2003. Le cas de la Ve1 en est l'exemple le plus caractéristique avec une disparition des *Chloroperlidae* et des *Glossosomatidae* entre les étés 2003 et 2004. En 2005, les *Philopotamidae* qui constituait le groupe indicateur en 2004 disparaissent également. En parallèle, une diminution continue du pourcentage de taxons d'EPT y a été observée tout au long de la période d'échantillonnage.

Le cas de la station amont du Thouet (T1) est aussi intéressant avec une diminution de 3 points de la note IBGN entre les étés 2003 et 2005 due à une chute de la variété spécifique (32 taxons en 2003, 22 en 2004 et 19 en 2005). L'abondance totale des individus prélevés a été diminuée par un facteur de 3,5 fois entre 2003 et 2004. Les taxons rares dont la famille des *Leuctridae*, des *Leptoceridae* et des *Leptophlebiidae* ont été les principaux touchés. En 2005, cinq taxons rares supplémentaires ont disparu du site T1 dont la famille des *Polycentropodidae*, des *Rhyacophilidae* et des *Heptageniidae*. Cependant, le groupe indicateur reste stable (*Goeridae*, GI 7).

La même évolution a été constatée pour les sites sans écrevisse. La station SN2 perd 3 points en note IBGN dû principalement à la disparition de 12 taxons (32 taxons en 2003, à 20 en 2004). Le nombre total d'individus relevés sur SN2 a été divisé par près de 3,8 après l'été 2003. Le site SN2 est passé d'un groupe indicateur 7 (*Leuctridae*) en 2003 et 2004 à un groupe indicateur 4 (*Psychomyiidae*) en 2005. Entre 2003 et 2004, les disparitions de taxons sur SN2 correspondent essentiellement à des groupes indicateurs peu élevés (*Psychomyiidae*, Diptères, Coléoptères). Entre 2004 et 2005, les *Leptoceridae* ont disparu mais la famille des

Psychomyiidae était de nouveau présente. Deux familles d'Ephéméroptères (*Ephemerellidae*, *Ephemeridae*) étaient aussi présentes en 2005 alors qu'elles n'avaient pas été répertoriées dans les prélèvements précédents.

Ces exemples montrent donc l'importance d'un suivi à long terme des communautés de macroinvertébrés afin d'avoir un aperçu global de la qualité d'un cours d'eau et de ces potentialités à accueillir l'écrevisse à pattes blanches. Jackson et Füreder (2006) ont récemment défini qu'*a priori*, une étude à long terme vis-à-vis des macroinvertébrés d'eau douce devait durer au moins 5 ans. Ces auteurs pensent ainsi que 5 ans constituent la durée minimale nécessaire pour interpréter de façon pertinente les conséquences de perturbations climatiques et/ou anthropiques. Bien que les exemples exposés dans ce paragraphe permettent tout de même de visualiser une certaine dégradation de la qualité de l'eau au fil du temps peut-être dus à la canicule de l'été 2003 et à la sécheresse de l'été 2005, les travaux de Grandjean *et al.* (2001) et de Delvallé (2002) nous fournissent un recul plus important sur les stations R1, G1 et T1. En effet, Grandjean *et al.* (2001) ont effectué une étude IBGN sur des cours d'eau du bassin hydrographique de la Sèvre Niortaise dont la Rourie et le Gâtineau. En 2000, le site R1 présentait une note de 15 avec comme groupe indicateur la famille des *Chloroperlidae* (GI 9). Au printemps 2003, la famille des *Chloroperlidae* se maintenait comme groupe indicateur. Cependant, lors des trois prélèvements estivaux qui ont suivi, la note IBGN a diminué à 13 et les *Leptophlebiidae* et *Leuctridae* appartenant au groupe indicateur 7 ont remplacé les *Chloroperlidae*. Ces résultats semblent traduire une diminution de la qualité de l'eau sur R1. Par contre une évolution positive de la qualité de l'eau est notée pour G1. En 2000, G1 avait obtenu une note de 13 avec les *Ephemeridae* comme groupe indicateur (6). A partir de l'été 2003, des notes plus élevées (16 ou 14) ont été enregistrées avec un groupe indicateur 7.

Sur T1, le prélèvement IBGN réalisé par le CSP des Deux-Sèvres au cours de l'été 2000 révèle un groupe indicateur 6 (*Sericostomatidae*) et une note de 15 (Delvallé, 2002). Lors de notre étude, bien que les *Goeridae* constituaient le groupe indicateur, les notes IBGN relevées étaient en baisse. Ceci confirme bien la dégradation de la qualité de l'eau observée sur ce site. Malgré les évolutions et les modifications des peuplements de macroinvertébrés, *A. pallipes* se maintient sur les sites où elle est présente. Cela traduit donc une certaine plasticité de cette espèce à s'adapter aux évolutions de la qualité biologique de l'eau.

III.2.2 Les guildes trophiques

Les guildes trophiques renseignent sur l'impact des plans d'eau, des activités humaines et des travaux effectués sur les ruisseaux. En effet, une altération des peuplements de macroinvertébrés est souvent observée à l'aval des étangs (Boutet-Berry, 2000). Elle se traduit par une modification qualitative et quantitative des individus présents. Il a été signalé dans le chapitre III (III.4) qu'un plan d'eau pouvait entraîner une augmentation des matières en suspension de nature organique à l'aval. Cela se traduit d'ailleurs par une augmentation de la proportion de la guildes trophique des filtreurs sur les sites aval. Ce phénomène a été effectivement observé sur les cours d'eau de la Sèvre Nantaise, de la Rourie et de la Verdonnière (Figure IV-3). Ainsi, sur SN2, Ve2 et dans une moindre mesure sur R2, les taxons dominants sont de type filtreurs (*Chironomidae*, *Hydropsychidae*, Oligochètes) alors que les broyeurs prédominent sur les sites amont (*Gammaridae* le plus souvent).

Sur le Thouet, la même tendance s'observe alors qu'il n'y a pas d'étang entre le site amont et le site aval. Cependant, des travaux de recalibrage ont été effectués sur cette station ce qui a entraîné une uniformisation des substrats sur la station où les pierres et les galets sont absents et le sable, la vase et la litière prédominent (Tableau II-3). Ces substrats sont donc favorables à des espèces fouisseuses et qui filtrent les particules en suspension pour s'en nourrir. Des travaux de calibrage ont aussi été menés sur M1 qui présentent le même profil trophique que T2. Ce même type d'aménagement a aussi été pratiqué en amont de G2. Cependant, cette dernière station ne paraît pas affectée puisqu'elle présente des structures trophiques identiques à celles de G1 où les broyeurs sont dominants.

III.3 *A. pallipes* et les Ephéméroptères

Les résultats exposés dans ce chapitre ont montré quatre espèces d'Ephéméroptères rencontrées uniquement sur les stations avec *A. pallipes* (Tableau IV-6). Moog (1995) et Moog *et al.* (1997) ont classés ces espèces comme oligosaprobe (*Habrophlebia fusca*, *Paraleptophlebia submarginata*) et β -mésosaprobe (*Habrophlebia lauta*, *Ecdyonurus dispar*). Ces espèces apparaissent donc comme relativement sensibles à la pollution d'origine organique. Les espèces qui se répartissent à la fois sur les sites avec et sans écrevisse à pattes blanches sont classées comme oligo/ β -mésosaprobe ou β -mésosaprobe à l'exception de *Habroleptoïdes confusa* qui est oligosaprobe. Cette dernière espèce est présente uniquement

sur les sites G1 et G2. Sa présence en G2 confirme les bons résultats obtenus pour cette station dans l'estimation de la qualité d'eau par les critères physico-chimiques et biologiques. Il ressort de cette étude que la présence d'*A. pallipes* est associée à celle d'espèces d'Ephéméroptères sensibles à une pollution organique (Moog, 1995 ; Moog *et al.*, 1997). Cette constatation tend donc à valider l'hypothèse émise dans le chapitre III selon laquelle *A. pallipes* serait un bioindicateur de la charge en matière organique des eaux. Depuis quelques années, les espèces composant l'ordre des Ephéméroptères sont utilisées comme des bioindicateurs. Les travaux de Jacquemin (2001) en Lorraine ont montré que la présence ou l'absence de certaines espèces de *Baetidae* traduisaient des pollutions par acidification des eaux. Peru et Thomas (2004) ont aussi utilisé les peuplements d'Ephéméroptères et les valeurs saprobiales pour mesurer le niveau de pollution dans un ruisseau de moyenne montagne. Cette détermination à l'espèce des Ephéméroptères permet également de souligner l'importance de l'habitat physique. En effet, d'après Brulin (com. pers.) et Sartori et Landolt (1999), bien que la plupart des éphémères répertoriées dans notre étude puissent se rencontrer du rithron (cours d'eau supérieurs) au potamon (cours d'eau inférieurs), trois espèces exclusivement présentes sur les sites avec *A. pallipes* sont exigeantes en terme d'habitat physique. Ainsi, *Habrophlebia fusca* ne se rencontre que dans la végétation aquatique, des graviers et des cailloux. *Habrophlebia lauta* apprécie particulièrement les litières composées de brindilles et de feuilles. Pour finir, *Paraleptophlebia submarginata* se retrouve très préférentiellement dans des graviers et de fins débris végétaux.

III.4 Macroinvertébrés benthiques et analyses multivariées

Comme dans le chapitre précédent, les résultats présentés ici font ressortir l'intérêt de l'utilisation d'analyses multivariées dans le traitement des données. En effet, les seules notes IBGN et les indices de Shannon et de Jaccard classiquement utilisés ne permettent pas de bien distinguer les sites avec et sans *A. pallipes*. Quant au traitement des données faunistiques à l'aide d'Analyses en Composantes Principales (ACP), il a permis d'ébaucher une distinction entre ces deux types de stations. De plus, grâce à l'ACP, il a été possible de sélectionner 11 familles de macroinvertébrés benthiques qui fournissent la même information en relation avec la présence/absence d'*A. pallipes* que les 40 familles les plus abondantes. L'utilisation de l'ACP sur les données relatives aux peuplements d'Ephéméroptères, de Trichoptères et de Plécoptères (EPT) a aussi permis de distinguer cinq taxons qui permettent d'améliorer la compréhension de la répartition des écrevisses. Parmi ces cinq taxons, 4 familles de

Trichoptères ont été retenues (*Goeridae*, *Sericotomatidae*, *Hydropsychidae*, *Leptoceridae*) et la seule famille des *Ephemeridae* dans l'ordre des Epheméroptères. Il est intéressant de noter que les *Leptophlebiidae* (Epheméroptères) n'ont pas été sélectionnés alors que nous avons montré que trois espèces de cette famille se retrouvent uniquement sur les sites avec *A. pallipes* (II.7 de ce chapitre). Cette constatation souligne l'importance du niveau de détermination taxonomique. En effet, au sein d'une même famille, les espèces peuvent présenter des exigences écologiques différentes.

Les ébauches de modélisations de la présence/absence d'*A. pallipes* à l'aide des différents taxons retenus montrent de bonnes performances. Cependant, ces résultats sont à approfondir avec une base de données plus importante. Bien que la littérature récente fournisse de nombreux exemples d'utilisation de RNA en écologie aquatique, il n'y a pas de travaux publiés qui nous permettent de comparer nos modèles avec d'autres prédisant aussi la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction de certaines familles de macroinvertébrés.

III.5 Corrélation des données abiotiques et biotiques

En ce qui concerne la gestion et la conservation de l'écrevisse à pattes blanches, le but ultime est d'utiliser les analyses multivariées pour corréler les données biotiques aux données abiotiques afin d'établir un modèle d'habitat préférentiel d'*A. pallipes*. Pour cela, des ACP et des modélisations à l'aide de RNA ont été réalisées.

III.5.1 Les onze taxons de macroinvertébrés benthiques sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents

III.5.1.1 Utilisation de l'ACP

Une ACP a été réalisée avec les 11 familles de macroinvertébrés benthiques retenus dans ce chapitre (II.8.1) et les cinq paramètres physico-chimiques sélectionnés dans le chapitre précédent. La valeur de l'indice KMO est alors de 0,632 et le pourcentage de variance expliquée par les deux premières composantes de 50,7% (CP1 : 28,6% et CP2 : 22,1%). Le tableau IV-9 regroupe les coefficients de corrélations des différents paramètres avec les premiers axes principaux. Ainsi, la première composante est construite à partir des paramètres physico-chimiques à caractère « minéral » (pH, Cond, NO₃) et des familles de macroinvertébrés appartenant à des groupes indicateurs peu élevés (*Elmidae*,

Polycentropodidae, *Calopterygidae*, *Ancylidae*, *Neritidae*) tandis que l'axe 2 est composée par les taxons de groupes indicateurs élevés (*Goeridae*, *Glossosomatidae*, *Sericostomatidae*) et les familles de Diptères (*Dixidae*, *Empididae*, *Tabanidae*). Lors de cette analyse, les paramètres COT et UV254 ne sont pas bien représentés sur les deux premiers axes principaux.

Tableau IV-9 : Coefficients de corrélation entre les 11 familles de macroinvertébrés et les 5 paramètres abiotiques retenus et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2
<i>Neritidae</i>	0,949	-0,002
<i>Ancylidae</i>	0,889	0,036
<i>Polycentropodidae</i>	0,768	-0,111
<i>Elmidae</i>	0,709	-0,132
<i>Calopterygidae</i>	0,689	0,243
Cond	0,595	0,189
NO ₃	0,568	-0,054
pH	0,475	0,209
<i>Goeridae</i>	-0,044	0,921
<i>Sericostomatidae</i>	0,103	0,885
<i>Dixidae</i>	0,045	0,767
<i>Tabanidae</i>	0,174	0,702
<i>Glossosomatidae</i>	-0,158	0,585
<i>Empididae</i>	-0,098	0,541
UV254	-0,248	-0,354
COT	-0,216	-0,348

La figure IV-11 présente la projection des 11 taxons et des 5 paramètres abiotiques considérés dans le plan défini par les deux premiers axes principaux après une rotation du type « Varimax ». La figure IV-12 montre la dispersion des stations avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux composantes définies ci-dessus. Dans cette représentation, les sites pourvus ou dépourvus d'écrevisses à pattes blanches sont relativement indifférenciés. Ainsi, l'analyse conjointe en ACP des données issues des listes faunistiques et des paramètres physico-chimiques ne fournit pas une information suffisante pour discriminer les sites avec et sans *A. pallipes*. Ceci corrobore les résultats présentés dans le paragraphe II.8 de ce chapitre qui montrent qu'une détermination au niveau de la famille uniquement engendre une perte d'information importante. En effet, une détermination plus fine au niveau générique voire

spécifique permettrait de prendre en compte les exigences écologiques des différentes espèces présentes dans une même famille. De telles données permettraient sans doute une meilleure discrimination des sites avec des sites sans *A. pallipes*.

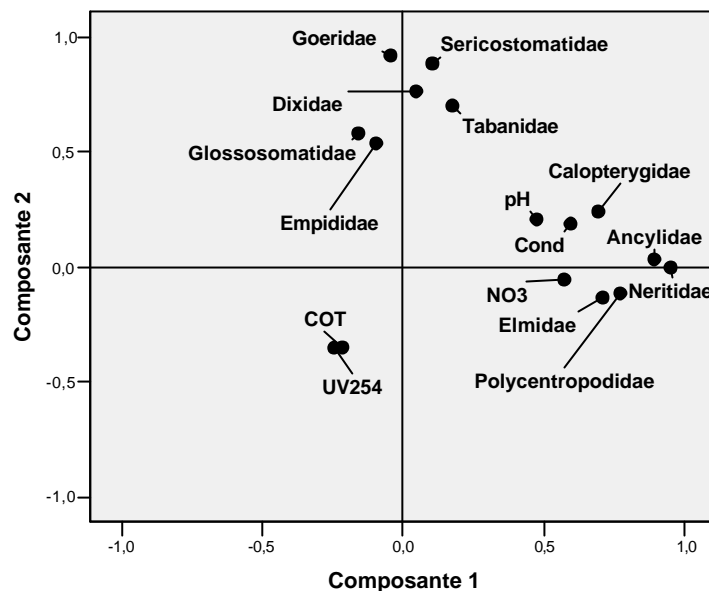


Figure IV-11 : Projection dans le premier plan principal des onze taxons de macroinvertébrés benthiques et des cinq paramètres abiotiques retenus après une rotation du type « Varimax ».

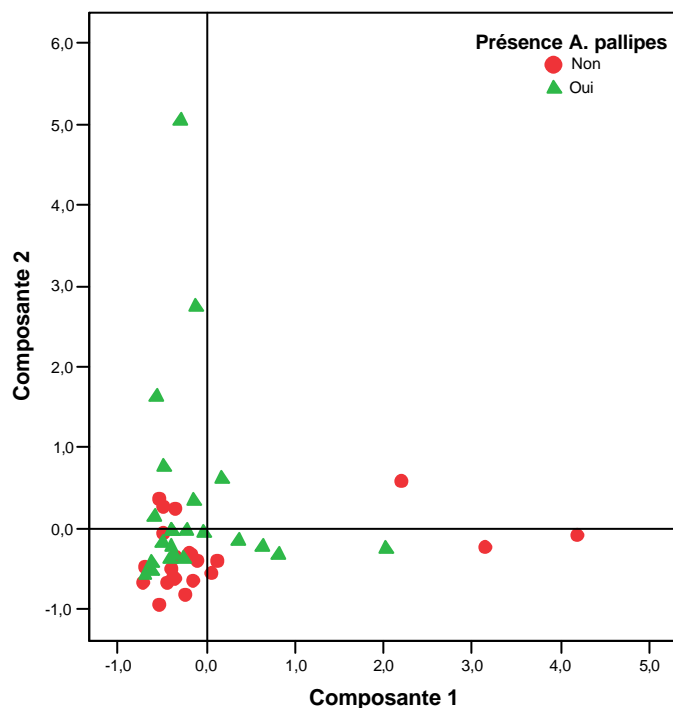
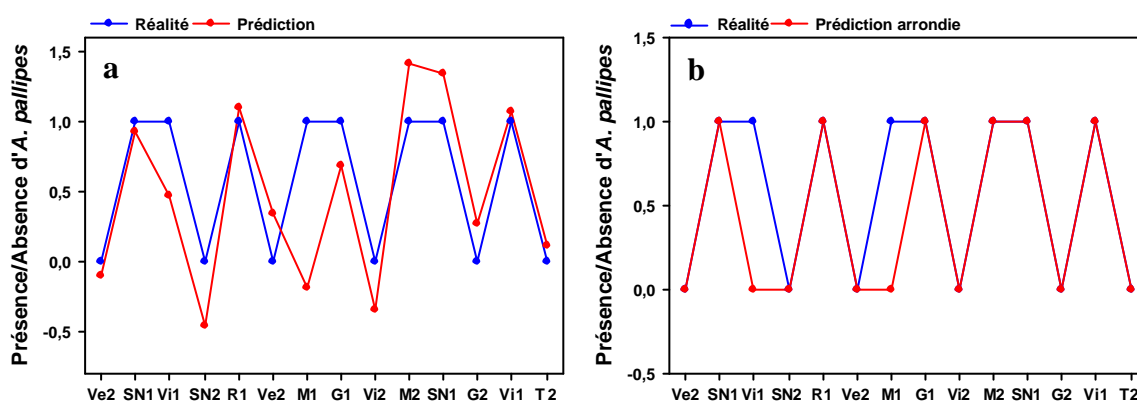


Figure IV-12 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies dans la figure IV-11.

III.5.1.2 Utilisation de RNA

Un perceptron multicouches a été construit pour essayer de modéliser la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction du choix précédent de 11 familles de macroinvertébrés benthiques et de 5 paramètres physico-chimiques. La procédure utilisée est la même que dans le paragraphe II.9 de ce chapitre. L'algorithme a proposé un perceptron d'architecture identique à celle présentée dans la figure IV-8. Les résultats de la modélisation sont présentés dans les figures IV-13a et b. Ainsi, les résultats montrent que le réseau a été capable d'extraire une loi satisfaisante qui permet de lier la présence/absence d'*A. pallipes* aux paramètres considérés ici. En effet, la prédiction est juste dans 86% des cas testés.

Contrairement à l'ACP, les RNA semblent permettre de prédire la potentialité d'accueil d'un site pour l'écrevisse à pattes blanches.



Figures IV-13a et b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir de onze taxons de macroinvertébrés benthiques et de cinq paramètres physico-chimiques. (a) valeurs exactes fournies par le perceptron et (b) valeurs arrondies à l'entier le plus proche.

III.5.2 Les cinq taxons d'EPT sélectionnés et les cinq paramètres physico-chimiques les plus pertinents

III.5.2.1 Utilisation de l'ACP

Comme précédemment, une ACP a été effectuée en prenant en compte les cinq familles d'EPT sélectionnées dans ce chapitre et les cinq paramètres abiotiques retenus dans le chapitre précédent. Dans ce cas, l'indice KMO a pour valeur 0,612 et le pourcentage de variance totale expliquée est de 46,9% (CP1 : 28,7% et CP2 : 18,2%). Le tableau IV-10

présente les coefficients de corrélations de ces 10 paramètres avec les deux premiers axes principaux. La composante 1 est à la fois construite par les paramètres organiques (COT, UV254) et les Trichoptères appartenant à des groupes indicateurs peu élevés (*Leptoceridae*, *Hydropsychidae*) et dans une moindre mesure par les paramètres NO₃ et Cond qui sont inversement corrélés aux premiers. Quant à l'axe 2, il est composé par les familles à groupes indicateurs élevés (*Ephemeridae*, *Sericostomatidae*, *Goeridae*). La figure IV-14 présente la projection dans le plan composé par les premiers axes principaux des dix paramètres considérés ici. La figure IV-15 montre la dispersion des stations avec et sans *A. pallipes* en fonction des deux composantes considérées ici. Comme dans le cas précédent, nous n'observons pas de différenciation des deux types de stations ce qui souligne de nouveau la nécessité d'effectuer des déterminations plus fines.

Tableau IV-10 : Coefficients de corrélation entre les cinq familles d'EPT et les cinq paramètres abiotiques retenus et les deux premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 ou inférieures à -0,500 sont repérées en gras.

	Composante 1	Composante 2
UV254	0,726	-0,309
<i>Hydropsychidae</i>	0,714	0,045
NO ₃	-0,700	-0,184
<i>Leptoceridae</i>	0,626	0,110
COT	0,517	-0,395
Cond	-0,463	0,060
pH	-0,394	0,174
<i>Sericostomatidae</i>	-0,162	0,918
<i>Goeridae</i>	-0,077	0,837
<i>Ephemeridae</i>	0,092	0,467

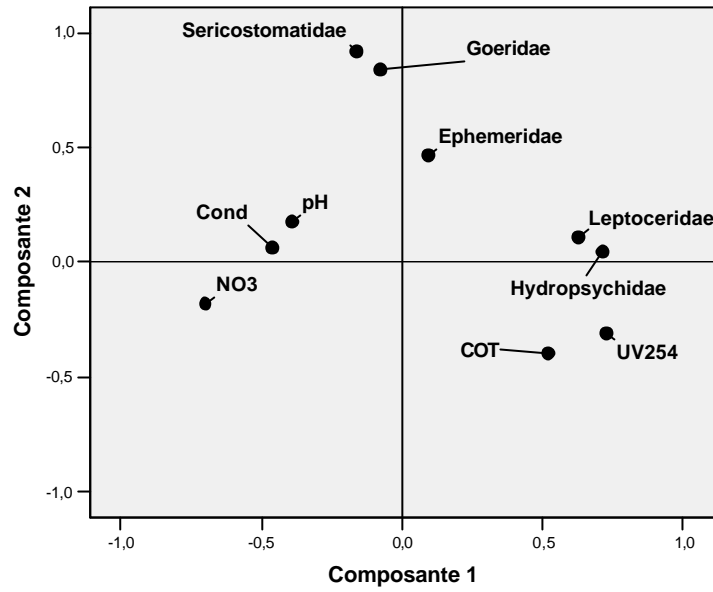


Figure IV-14 : Projection dans le premier plan principal des cinq familles d'EPT et des cinq paramètres abiotiques retenus après une rotation du type « Varimax ».

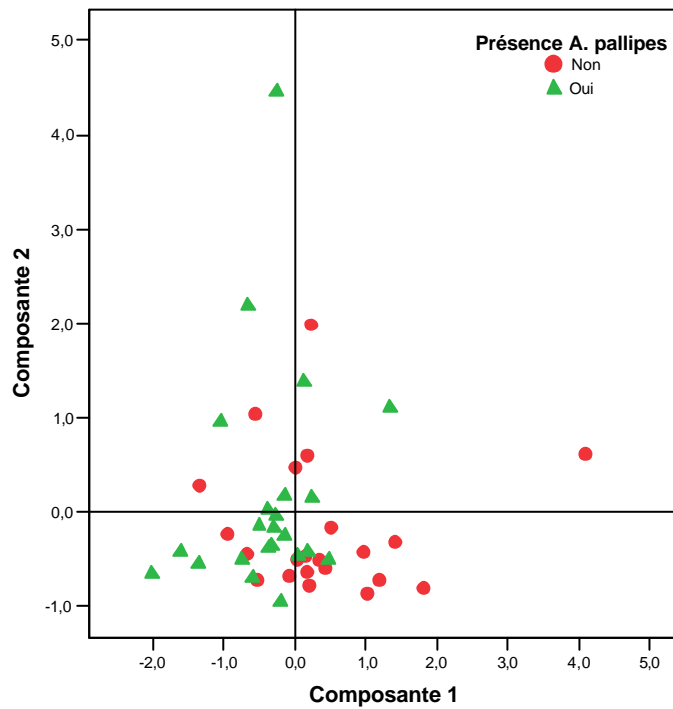
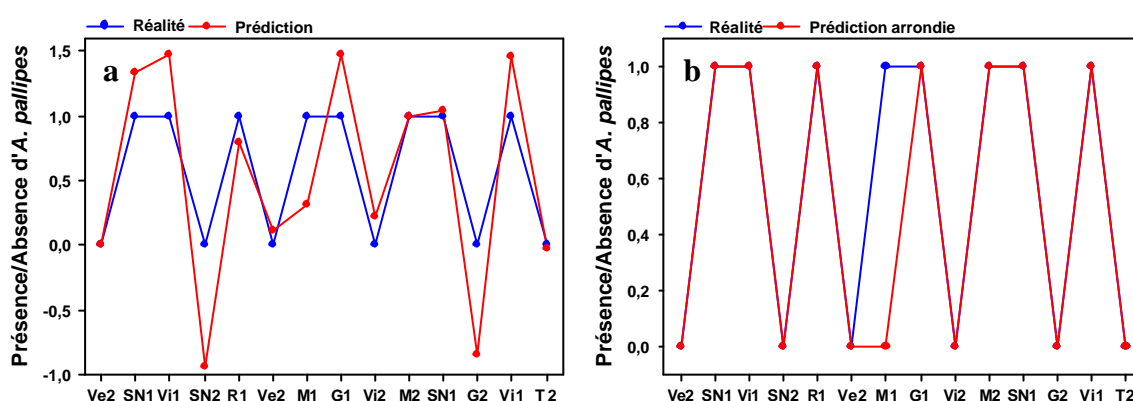


Figure IV-15 : Représentation des sites avec (triangles verts) et sans *A. pallipes* (cercles rouges) en fonction des deux composantes principales définies dans la figure IV-14.

III.5.2.2 Utilisation de RNA

Un autre perceptron a été construit sur le modèle de la figure IV-8 afin de modéliser la présence/absence d'*A. pallipes* en fonction des 5 familles d'EPT et des 5 paramètres physico-chimiques retenus dans cette étude. Les résultats sont consignés dans les figures IV-16a et b et apparaissent comme très satisfaisants puisque la prédiction se révèle être juste pour 93% des sites testés.

Dans ce cas aussi, les RNA arrivent à discriminer les deux types de stations alors que l'ACP n'y parvenait pas.



Figures IV-16a et b : Représentation graphique de la présence/absence d'*A. pallipes* modélisée à partir des cinq familles d'EPT et de cinq paramètres physico-chimiques retenus dans cette étude. (a) valeurs exactes fournies par le perceptron et (b) valeurs arrondies à l'entier le plus proche.

III.5.3 Corrélations données abiotiques et biotiques : conclusion

Les premiers essais de corrélation des données biotiques et abiotiques qui ont été effectués dans cette étude montrent que, l'ACP apparaît un outil moins performant que les RNA pour discriminer les deux types de sites : avec et sans *A. pallipes* dans notre cas. Cependant, l'ACP a fait ressortir l'importance du niveau de détermination taxonomique. En effet, comme l'avait déjà précisé Guérol (2000), une détermination qui s'arrête au niveau de la famille entraîne une importante perte d'information vis-à-vis des exigences écologiques des différentes espèces qui composent une famille.

Les résultats des différentes ACP ont montré que l'ordre des Trichoptères semblait avoir une importance particulière dans les ruisseaux qui ont été prospectés pendant cette étude. En effet, ils composent 36% et 80% des 11 taxons globaux et de 5 EPT qui ont été sélectionnés. Il est donc possible qu'une détermination générique ou spécifique fournisse des éléments

supplémentaires pour corrélérer ces données biotiques à certains paramètres physico-chimiques afin de discriminer les sites avec et sans *A. pallipes*.

Cependant, la mise en place de programmes de gestion et de conservation de l'écrevisse à pattes blanches requièrent des méthodes d'analyses et de prospection simples et rapides donc contraires à une détermination fine des macroinvertébrés. C'est pourquoi les résultats de modélisation obtenus à l'aide de RNA apparaissent très intéressants. De nos jours, ces outils sont très utilisés en écologie aquatique (Céréghino *et al.*, 2003 ; Ibarra *et al.*, 2003 ; Park *et al.*, 2003a, b ; Ter Braak *et al.*, 2003 ; Dedecker *et al.*, 2004). La poursuite de cette étude et l'élaboration de futures listes faunistiques s'avère donc nécessaire pour valider de manière très satisfaisante le modèle utilisé sur les cours d'eau des Deux-Sèvres.

IV CONCLUSION

Les résultats présentés dans ce chapitre ont montré que :

1. Comme le SEQ-Eau, l'IBGN ne semble pas être adapté pour résoudre la problématique présence/absence d'*A. pallipes*. En effet, il n'a pas été possible de discriminer les sites avec et sans écrevisse à pattes blanches en se basant uniquement sur la note IBGN. De plus, la méthode standardisée de l'IBGN mise en place pour être utilisée par un large public ne pousse pas la détermination au-delà de la famille ce qui entraîne une importante perte d'information.
2. Cependant, les essais de modélisation de la présence/absence d'*A. pallipes* à l'aide de RNA ont montré qu'une détermination au niveau de la famille pouvait s'avérer suffisante contrairement à ce que présente l'ACP. En effet, les résultats obtenus par modélisation à l'aide de macroinvertébrés seuls ou bien combinés aux paramètres physico-chimiques ont présenté des prédictions satisfaisantes. Cela semble donc très prometteur en terme de gestion de cette espèce.

Synthèse et conclusion générale



SYNTHESE ET CONCLUSION GENERALE

Le but de cette étude étant de caractériser l'habitat physique, chimique et biologique préférentiel de l'écrevisse à pattes blanches dans le département des Deux-Sèvres, de nombreux paramètres ont été mesurés de façon très régulière sur une durée de trois ans.

Ce suivi nous a permis d'acquérir une importante base de données très utile pour évaluer les gammes de tolérances d'*A. pallipes* vis-à-vis de différents paramètres. Ainsi, nous avons montré que contrairement à ce qui est couramment mentionné dans la littérature, *A. pallipes* semble supporter des températures d'eau supérieures à 18°C voire 22°C et des concentrations en O₂ inférieures à 5 mg/L pendant deux semaines consécutives. *A. pallipes* tolère aussi des concentrations constantes en NO₃ voisines de 34 mg/L. Ainsi, *A. pallipes* est capable de s'adapter à un changement de son environnement ce qui remet en cause son statut de sentinelle des eaux pures. Plus généralement, dans le contexte de l'application de la DCE, cette capacité d'adaptation pose la question de savoir si certaines espèces (animales ou végétales) peuvent être réellement utilisées comme indicateurs absolus de la qualité des eaux. Notre étude a confirmé que les méthodes classiques de détermination de la qualité de l'eau à partir de valeurs de paramètres considérés séparément, grille du SEQ-Eau et notes IBGN, ne sont pas suffisantes pour discriminer la présence/absence d'*A. pallipes*. En effet, dans cette problématique présence/absence d'*A. pallipes*, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble des conditions du milieu et non de les dissocier comme le font les grilles de valeurs.

C'est pourquoi, en plus de l'approche classique qui consiste à considérer les paramètres un à un, nous avons utilisé des techniques d'analyses multivariées. Ces outils, et plus particulièrement l'Analyse en Composantes Principales (ACP), nous ont permis de distinguer des paramètres discriminant la présence ou l'absence d'*A. pallipes* :

- Ainsi, un enrichissement en matière organique dissoute serait un des facteurs permettant de distinguer les sites avec et sans écrevisses. Ce résultat est nouveau puisque, jusqu'à présent, seuls les paramètres minéraux ont été considérés dans la recherche des causes de la disparition d'*A. pallipes*.
- L'étude de la faune de macroinvertébrés benthiques a également montré que la présence d'*A. pallipes* semblait être liée à celles des taxons les plus polluo-sensibles. Une détermination au niveau de l'espèce du groupe des Ephéméroptères a même montré que la

présence d'*A. pallipes* était associée à celle des espèces les plus sensibles à la pollution organique.

Ces deux résultats complémentaires montrent que le statut de bioindicateur des eaux de bonne qualité attribué à *A. pallipes* peut être effectivement remis en question. Si nos résultats se confirment, *A. pallipes* serait, du moins en Poitou-Charentes, un bioindicateur de la charge en matière organique des ruisseaux.

D'un point de vue appliqué, cette étude a mis en valeur que l'ACP pouvait être, par son aspect intégrateur des différentes caractéristiques des eaux, non seulement un outil de discrimination des eaux avec et sans *A. pallipes*, mais aussi une technique permettant de simplifier les suivis analytiques par réduction du nombre de paramètres à considérer au moins pour les paramètres physico-chimiques (5 au lieu de 23 paramètres). En ce qui concerne les macroinvertébrés, 11 familles sur 40 ont été sélectionnées mais une détermination plus fine (générique voire spécifique) serait probablement nécessaire pour mieux discriminer les deux types de stations. Le choix d'un nombre minimum mais pertinent de paramètres nécessaires pour tester l'aptitude d'un site à accueillir *A. pallipes* représente un gain de temps et une diminution du coût qui pourra donc permettre d'augmenter significativement le nombre de stations prospectées.

Nos résultats, obtenus grâce à l'utilisation de l'ACP, pourront aider à la mise en place d'une gestion raisonnée des populations d'écrevisses à pattes blanches ainsi qu'au choix de sites propices (à la fois pour leurs critères physique, chimique et biologique) en vue de repeuplements.

Actuellement, l'utilisation des « réseaux de neurones artificiels » (RNA) connaît un essor important en écologie aquatique. Lors de nos travaux de recherche, nous avons appliqué ces méthodes dans le but d'obtenir un modèle de prédiction concernant la présence/absence d'*A. pallipes* et afin de déterminer par la suite le potentiel d'accueil d'une station pour cette espèce. Ainsi, les RNA ont montré qu'il existait des liens d'une part entre paramètres biotiques et abiotiques et d'autre part entre les différents types de paramètres abiotiques considérés dans cette étude. Les résultats de ces différentes modélisations se sont avérés très satisfaisantes (jusqu'à plus de 80% de prédictions justes) dans la mesure où les choix des variables d'entrées des réseaux étaient pertinents. Cette pertinence s'est essentiellement appuyée sur les résultats obtenus par l'ACP que ce soit pour le choix des variables d'entrées physico-chimiques ou pour le choix des taxons de macroinvertébrés benthiques.

Les résultats de cette étude ont également mis en évidence l'impact des activités humaines sur la distribution de l'écrevisse à pattes blanches. Avec les exemples de la Sèvre Nantaise et de la Vienne, nous avons pu visualiser les conséquences du piétinement des bovins qui s'abreuvent dans le cours d'eau. En effet, ce piétinement entraîne une destruction locale de l'habitat physique et une mise en suspension des sédiments. Nous avons également pu mesurer les impacts des nombreux plans d'eau présents en Gâtine. En aval, ils ont des conséquences d'une part sur les concentrations en matière organique et d'autre part sur la constitution des peuplements de macroinvertébrés. Des phénomènes de colmatage du substrat sont aussi observés en aval des étangs, ce qui est très défavorable à *A. pallipes*.

Il est important de signaler que ce travail de recherche s'intègre dans une volonté de la communauté astacicole de développer des collaborations à l'échelle européenne sur des sites d'études pilotes dans différentes zones biogéographiques. Une équipe italienne de Florence a mené une étude similaire sur des cours d'eau toscans avec notre collaboration en matière d'échantillonnage et de dosage des paramètres liés à la composante organique (PAI Galilée CNRS). Cette étude, menée sur des cours d'eau de moyenne montagne pourvus ou non d'*A. pallipes*, a montré qu'ils étaient très peu chargés en matière organique (COT < 1,2 mg/L) et que l'ensemble des sites présentait une bonne qualité de l'eau estimée par l'indice biotique italien (IBE). Le traitement des données a montré qu'il n'existait pas de différence significative entre les sites avec et sans *A. pallipes* et qu'éventuellement seuls les paramètres minéraux seraient capables de distinguer les deux types de stations (Renai *et al.*, 2005). Pour ce type d'eau, la problématique de la disparition d'*A. pallipes* est donc différente de ce que nous avons pu observer en Gâtine et semble davantage liée à des pratiques de braconnage et à des pollutions ponctuelles. Dans ce même contexte de collaboration internationale, l'étude que nous avons menée conjointement avec A. Demers (position post-doctorale financée par la région Poitou-Charentes), dont le travail de thèse a porté sur les exigences écologiques d'*A. pallipes* en Irlande, a permis de mieux connaître les tolérances à l'hypoxie des trois espèces du genre *Austropotamobius* (Demers *et al.*, 2006).

Si nos recherches ont permis (i) de clarifier les exigences écologiques de l'écrevisse à pattes blanches, (ii) de remettre en cause son statut de bioindicateur et (iii) d'amorcer une modélisation de son habitat préférentiel, elles nous laissent entrevoir de nombreuses perspectives :

1. Actuellement, des travaux sont en cours pour caractériser les différents composants de la matrice organique afin de préciser si le rôle de discrimination de la matière organique dans la présence/absence d'*A. pallipes* est direct ou indirect. Dans l'hypothèse d'un effet indirect, l'étude microbiologique et en particulier le rôle des biofilms épilithiques apporteront des éléments de réponse. Il est également important d'évaluer plus précisément l'impact des étangs sur la qualité de l'eau des ruisseaux et leur contribution tant dans l'apport en matière organique (dissoute et non dissoute) qu'en bactéries. Pour cela, les plans d'eau situés entre les points amont (avec *A. pallipes*) et aval (sans *A. pallipes*) font l'objet de prélèvements.

2. Les premiers modèles de prédiction de la présence/absence d'*A. pallipes* seront affinés grâce à la poursuite de ces recherches. Les modèles proposés pourront :
 - d'une part évaluer l'impact des aménagements des cours d'eau qui sont actuellement entrepris sur des sites Natura 2000 en Gâtine, comme la restauration de la zone des sources du Thouet et l'aménagement d'un habitat favorable à *A. pallipes* sur une portion du cours d'eau juste en aval des sources.
 - d'autre part, aider, en Poitou-Charentes, à la sélection de sites potentiellement favorables à l'accueil d'une population d'*A. pallipes* en vue de son repeuplement et, comme précédemment, aider au suivi de sites aménagés pour une meilleure dynamique de la population en place. En effet, une étude de préfiguration d'un projet régional de sauvegarde de l'écrevisse à pattes blanches a débuté en 2006 et se poursuivra sur 5 ans. Rappelons que nos travaux ont déjà montré, par exemple, que sur le Gâtineau le linéaire peuplé par *A. pallipes* pourrait être bien plus grand. En effet, en plus d'avoir un habitat physique favorable (pierres, galets, ripisylve développée), la station aval (G2) présente des caractéristiques physico-chimiques et des peuplements de macroinvertébrés benthiques similaires à ceux de sites avec *A. pallipes*.

Actuellement en Gâtine, seul le Magot possède une population d'écrevisses suffisamment dense pour supporter un prélèvement en vue d'une expérience de repeuplement. Ainsi, la condition préalable aux réintroductions est la gestion des populations existantes afin d'améliorer leur dynamique et donc d'augmenter le nombre de populations donneuses. Cela est d'autant plus important que, pour maintenir une unité génétique, la population donneuse et le site receveur devraient être situés dans le même bassin hydrographique (Gouin, 2001).

3. Suite à notre étude et à la distinction de paramètres pouvant discriminer la présence/absence d'*A. pallipes*, une action incitative a été initiée par l'Université de Poitiers afin d'apprécier les conséquences des activités agricoles et de l'évolution des paysages sur la qualité des eaux de surface et des habitats aquatiques. Les évaluations se feront à l'aide d'indicateurs chimiques et biologiques combinés. Le bassin versant du Thouet a été pris comme exemple d'application. L'intégration d'une équipe de géographes vient renforcer l'aspect pluridisciplinaire de nos études.

4. Après la canicule de l'été 2003 et les événements de sécheresse un bilan hydroécologique fiable des petits cours d'eau pourra être dressé grâce à la poursuite du suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques.

En conclusion, même si le statut de bioindicateur des eaux de bonnes qualités de l'écrevisse à pattes blanches est remis en cause, *A. pallipes* n'en reste pas moins une espèce emblématique représentant un héritage culturel et patrimonial en Europe occidentale. Le statut d'*A. pallipes* est largement débattu (réseau européen Craynet) et le terme d'espèce « amirale » a été suggéré pour souligner son rôle clé dans les milieux dulçaquicoles (Füreder et Reynolds, 2003). La protection, la gestion et la conservation de cette espèce auront un effet bénéfique sur tout le bassin versant.

Travaux publiés pendant la thèse :

Trouilhé Marie-Cécile, Ricard Frédérique, Parinet Bernard, Grandjean Frédéric, Souty-Grosset Catherine, 2003. Management of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in western France: abiotic and biotic factors study. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 97-114.

Trouilhé Marie-Cécile, Souty-Grosset Catherine, Grandjean Frédéric, Parinet Bernard, 2006. Physical and chemical water requirements of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in western France. Sous presse dans : *Aquatic Conservation*.

Demers Andréanne, Souty-Grosset Catherine, Trouilhé Marie-Cécile, Füreder Leopold, Gherardi Francesca, 2006. Tolerance of three European native species of crayfish to hypoxia. *Hydrobiologia*, **560**, 425-432.

Bramard M., Demers A., Trouilhé M.-C., Bachelier E., Dumas J.-C., Fournier C., Broussard E, Robin O., Souty-Grosset C., Grandjean F., 2005. Distribution of indigenous and non-indigenous crayfish populations in the Poitou-Charentes Region (France): evolution over the past 25 years. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, sous presse.

Renai B., Bertocchi S., Brusconi S., Gherardi F., Grandjean F., Lebbroni M., Parinet B., Souty-Grosset C., Trouilhé M.-C., 2005. Ecological characterisation of streams in Tuscany (Italy) for the management of the threatened crayfish *Austropotamobius* complex. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, sous presse.

Füreder L., Edsman L., Holdich D., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B, Reynolds J., Schulz H., Schulz R., Sint D., Taugbøl T., Trouilhé M.-C. Chapter 2: Indigenous crayfish - habitat and threats. Dans : Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. and Haffner P. (eds) 2006. Atlas of Crayfish in Europe. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, (Patrimoines naturels, 64). Sous presse.

Références bibliographiques



A

- AFNOR, 1992.** Qualité de l'eau, Recueil des Normes Françaises, 1994. Essai des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T 90-3. 684-692.
- Aiken D.E., Waddy S.L., 1992.** The growth process in crayfish. *Reviews of Aquatic Sciences*, **6 (3-4)**, 335-381.
- Alba-Tercedor J., Sanchez-Ortega A., 1988.** Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en de Hellawell, 1978. *Limnetica*, **4**, 51-56.
- Alderman D.J., 1996.** Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, **15 (2)**, 603-632.
- Alderman D.J., Polglase J.L., 1988.** Pathogens, parasites and commensals. Dans : Holdich D.M. et Lowery R.S. (Eds), *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. Croom Helm, Londres (Grande-Bretagne), 167-212, 426-479.
- Alexander J. E., Covich A.P., 1991.** Predation risk and behaviour in two freshwater snails. *Biological Bulletin*, **180**, 387-393.
- Alonso F., 2001.** Efficiency of electrofishing as a sampling method for freshwater crayfish populations in small creeks. *Limnetica*, **20**, 59-72.
- Antón A., Serrano T., Angulo E., Ferrero G., Rallo A., 2000.** The use of two species of crayfish as environmental quality sentinels: the relationship between heavy metal content, cell and tissue biomarkers and physico-chemical characteristics of the environment. *The Science of the Total Environment*, **247**, 239-251.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M.T., 1983.** The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17 (3)**, 333-347.
- Arrignon J.C., 1997.** Status of foreign crayfish in France. *Freshwater Crayfish*, **11**, 665-670.
- Arrignon J.C., Roche B., 1983.** Population of the crayfish *Austropotamobius pallipes pallipes* (Lereboullet) in a brook of Corsica (France). *Freshwater Crayfish*, **5**, 229-238.

B

- Baillie J., Groombridge B., 1996.** IUCN Red list of threatened animals. Gland, Switzerland IUCN.
- Baker A., Lamont-Black J., 2001.** Fluorescence of dissolved organic matter as a natural tracer of groundwater. *Groundwater*, **39 (5)**, 745-750.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S., Bastian M.L., 1996.** A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Benthol. Soc.*, **15**, 185-211.
- Barton D.R., Metcalfe-Smith J.L., 1992.** A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental monitoring and assessment*, **21**, 225-244.
- Bengraïne K., Marhaba T.F., 2003.** Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *Journal of Hazardous Materials*, **B100**, 179-195.
- Bishop K., Seibert J., Kohler S., Hruska J., Cory N., Laudon H., 2003.** Riparian zone controls on the chemical dynamics of DOC-rich runoff from a boreal hillslope with transmissivity-feedback flow paths. *Journal of the American Water Works Association*, **12 (1)**, 132-136.
- Bouroche J.M., Saprota G., 1992.** L'analyse des données. Collection Que sais-je ?, **854**, 5^{ème} édition, Presse Universitaire de France, Paris (France), 127 pp.
- Boutet-Berry L., 2000.** La problématique plans d'eau. Conseil Supérieur de la Pêche – Délégation Régionale Centre, Pays de Loire, Poitou-Charentes, 36 pp.

- Bowler K., 1963.** A study of factors involved in acclimatisation and death at high temperature in *Astacus pallipes*. I. Experiments on intact animals. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **66A**, 377-384.
- Bramard M., Demers A., Trouillhé M.-C., Bachelier E., Dumas J.-C., Fournier C., Broussard E., Robin O., Souty-Grosset C., Grandjean F., 2005.** Distribution of indigenous and non-indigenous crayfish populations in the Poitou-Charentes Region (France): evolution over the past 25 years. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, 857-866.
- Brewis J.M., Bowler K., 1983.** A study of the dynamics of a natural population of the freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Biology*, **13**, 443-452.
- Broquet T., Thibault M., Neveu A. 2002.** Distribution and habitat requirements of the white clawed-crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in a stream from the pays de Loire region, France: an experimental and descriptive study. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **367**, 717-728.
- Brown D.J., Bowler K., 1977.** A population study of the British freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* Lereboullet. *Freshwater Crayfish*, **3**, 33-48.
- Budd T.W., Lewis J.C., Tracey M.L., 1978.** The filter-feeding apparatus in crayfish. *Canadian Journal of Zoology*, **56**, 695-707.
- Buffaz L., 2003.** Etude des macroinvertébrés d'eau douce et des paramètres physico-chimiques de l'eau dans le but de caractériser l'habitat de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) en pays de Gâtine. Rapport de stage : Institut des Sciences de l'Ingénieur de Montpellier et Université de Poitiers. 39 pp.
- C**
- Cairns J., McCormick P.V., Niederlehner B.R., 1993.** A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, **236**, 1-44.
- Carlson R., 1977.** A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, **22 (2)**, 361-369.
- Carral J.M., Celada J.D., González J., Sáez-Royuela M., Gaudioso V.R., Fernández R., López-Baisson C., 1993.** Wild freshwater crayfish populations in Spain: current status and perspectives. *Freshwater Crayfish*, **9**, 158-162.
- Carral J.M., Celada J.D., González J., Sáez-Royuela M., Gaudioso V.R., 1994.** Mating and spawning of freshwater crayfish (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet) under laboratory conditions. *Aquaculture and Fisheries Management*, **25**, 721-727.
- Céréghino R., Compin A., Park Y.-S., Lek S., 2003.** Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society*, **22 (3)**, 442-456.
- Cerenius L., Söderhäll K., Persson M., Ajaxon R., 1988.** The crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* – Diagnosis, isolation and pathobiology. *Freshwater Crayfish*, **7**, 131-141.
- Changeux T., 2003.** Changes in crayfish distribution in metropolitan France according to the national surveys performed by the Conseil Supérieur de la Pêche from 1997 to 2001. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 15-41.
- Charlebois P.M., Lamberti G.A., 1996.** Invading crayfish in a Michigan stream: direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**, 551-563.
- Chesters R.K., 1980.** Biological Monitoring Working Party. The 1978 National testing exercise. Technical Memorandum, Department of Environment, Water Data Unit, 1980, **19**, 1-37.
- Coble P.G., 1996.** Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, **51**, 325-346.

- Coble P.G., Mopper K., Schultz C.S., 1993.** Fluorescence contouring analysis of DOC intercalibration experiment samples: a comparison of techniques. *Marine Chemistry*, **41**, 173-178.
- Cohn F., 1853.** Beiträge zur Entwicklungsgeschichte der Infusorien. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie (Leipzig)*, **3 (4)**, 253-281.
- Coimbra C.N., Graça M.A., Cortes R.M., 1996.** The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, **94**, 301-307.
- Compin A., Céréghino R., 2003.** Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system. *Ecological indicator*, **3**, 135-142.
- Cornalia E., 1860.** Sulla malattia dei gamberi. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. (Milano)*, **2**, 334-336.
- Courcol N., 2004.** Etude de l'IBGN pour la sauvegarde de l'écrevisse à pattes blanches dans les ruisseaux de Gâtine. Université de Brest et Université de Poitiers, 40 pp.
- Coxon P., 2001.** Cenozoic: tertiary and quaternary (until 10,000 years before present), Chapter 16. Dans : Holland C.H. (Eds), *The geology of Ireland*. Dunedin Academic Press: Edinburgh (Grande-Bretagne), 387-428.

D

- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001.** Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, **1**, 3-10.
- De Bikuna B.G., Docampo L., Asensio R., 1989.** Distribution et autoécologie de l'écrevisse à pattes blanches, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) à Bizkaia (Pays Basque, Espagne). *Annales de limnologie*, **25**, 219-229.
- Dedecker A.P., Goethals P.L.M., Gabriels W., De Pauw N., 2004.** Optimization of Artificial Neural Network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). *Ecological Modelling*, **174**, 161-173.
- Delibes M., Adrián I., 1987.** Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, **42**, 153-159.
- Delvallé J., 2002.** Etude biologique du Thouet Amont et des milieux humides associés. Rapport interne de la cellule des Milieux Aquatiques DR4-CSP. 49 pp.
- Demers A., 2003.** The water quality requirements of white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* Lereboullet. Thèse de Doctorat, Université de Dublin, Trinity College (Irlande), 234 pp.
- Demers A., Reynolds J.D., 2002.** A survey of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), and of water quality in two catchments of eastern Ireland. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **367**, 729-740.
- Demers A., Reynolds J.D., Cioni A., 2003.** Habitat preference of different size classes of *Austropotamobius pallipes* in an Irish river. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 127-137.
- Demers A., Souty-Grosset C., Trouilhé M.-C., Füreder L., Renai B., Gherardi F., 2006.** Tolerance of three European native species of crayfish to hypoxia. *Hydrobiologia*, **560**, 425-432.
- De Pauw N., Vanhooren G., 1983.** Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, **100**, 153-168.
- DiDonato G.T., Lodge D.M., 1993.** Species replacements among *Orconectes* crayfishes in Wisconsin lakes: the role of predation by fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**, 1484-1488.

- Diéguez-Uribeondo J., Söderhäll K., 1993.** *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus. *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fishery Management*, **24**, 761-765.
- Diéguez-Uribeondo J., Huang T.S., Cerenius L., Söderhäll K., 1995.** Physiological adaptation of an *Aphanomyces astaci* strain isolated from the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Mycological research*, **99** (5), 574-578.
- Diéguez-Uribeondo J., Pinedo-Ruiz J., Muzquiz J.L., 1997.** *Thelohania contejeani* in the province of Alava, Spain. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **347**, 749-752.
- Dreyfus G., Martinez J.-M., Samuelides M., Gordon M.B., Badran F., Thiria S., Hérault L., 2002.** Réseaux de neurones-Méthodologie et applications. Eyrolles (Eds), Paris, France, 386 pp.

E

- Edgerton B.F., 2003.** Further studies reveal that *Austropotamobius pallipes* bacilliform virus (ApBv) is common in populations of native crayfish in south-eastern France. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, **23**, 7-12.
- Edgerton B.F., 2004.** Studies on the susceptibility of the European white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), to white spot syndrome virus for analysis of the likelihood of introduction and impact on European freshwater crayfish populations. *Freshwater Crayfish*, **14**, 228-235.
- Edgerton B.F., Evans L.H., Stephens F.J., Overstreet R.M., 2002.** Synopsis of freshwater diseases and commensal organisms. *Aquaculture*, **206**, 57-135.
- Eshky A.A., Taylor A.C., Atkinson R.J.A., 1996.** The effects of temperature on aspects of respiratory physiology of the semi-terrestrial crabs, *Uca inversa* (Hoffmann) and *Metopograpsus messor* (Forskål) from Red Sea. *Comparative Biochemistry Physiology*, **114A**, 297-304.
- Espina S., Diaz-Herrera F., Bucle L.F., 1993.** Preferred and avoided temperatures in the crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae). *Journal of Thermal Biology*, **18** (1), 35-39.

F

- Flanagan P.J., Toner P.F., 1972.** The national survey of Irish rivers. A report on water quality. Dublin. An Foras Forbartha.
- Fontoura P., Moura A.M., 1984.** Effects of some industrial effluents in the biological quality of the water of the river Lima. *Publ. Inst. Zool. Fac. Ciênc. Porto*, **184**, 1-21.
- Foster J., 1995.** Factors influencing the distribution and abundance of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in Wales and the Marches, UK. *Freshwater Crayfish*, **8**, 78-98.
- Foster J., Turner C., 1993.** Toxicity of field simulated farm waste episodes to the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) : elevated ammonia and reduced dissolved oxygen concentrations. *Freshwater Crayfish*, **9**, 249-258.
- Frankhauser R., Machino Y., 2001.** L'écrevisse des torrents (*Austropotamobius torrentium*) en France. *L'Astaciculteur de France*, **68**, 2-5.
- Fratini S., Zaccara S., Barbaresi S., Grandjean F., Souty-Grosset C., Crosa G., Gherardi F., 2005.** Phylogeography of the threatened crayfish (genus: *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity*, **94**, 108-118.
- Füreder L., Reynolds J.R., 2003.** Is *Austropotamobius pallipes* a good bioindicator? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 157-163.

Füreder L., Holdich D.M., Schulz R., Schulz H., Machino Y., Sint D., Reynolds J.D., Trouilhé M.-C., Kozák P., Taugbøl T., Edsman L., Renai B., Pöckl M., 2006. Chapter 2: Indigenous crayfish – habitat and threats. Dans : Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y. Reynolds J.D. et Haffner P. (Eds), *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris (France), (Patrimoines naturels, 64), sous presse.

G

- Gagnaire P.-A., 2003.** Etude de la composition de la faune de macroinvertébrés benthiques pour la conservation de l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*). Rapport de stage : Ecole Normale Supérieure de Lyon et Université de Poitiers. 21 pp.
- Gherardi F., Barbaresi S., 2000.** Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, **150**, 153-168.
- Ghetti P.F., 1997.** Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acqua correnti. Provincia Autonoma di Trento, 143 pp.
- Goddard J.S., 1988.** Food and feeding. Dans : Holdich D.M. and Lowery R.S. (Eds), *Freshwater crayfish biology, management and exploitation*. Croom Helm, London, 145-166.
- Gouin N., 2001.** Apport des marqueurs nucléaires dans l'analyse de la structure génétique de l'écrevisse à pattes blanches *Austropotamobius pallipes* : Implications pour sa conservation. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers (France), 189 pp.
- Gouin N., Grandjean F., Bouchon D., Reynolds J.D., Souty-Grosset C., 2001.** Population genetic structure of the endangered freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*, assessed using RAPD markers. *Heredity*, **87**, 80-87.
- Gouin N., Grandjean F., Pain S., Souty-Grosset C., Reynolds J.D., 2003.** Origin and colonization history of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in Ireland. *Heredity*, **91**, 70-77.
- Graça M.A.S., Coimbra C.N., 1998.** The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*, **32** (2), 380-392.
- Grandjean F., Bramard M., Souty-Grosset C., 1996.** Distribution and proposal for the conservation of the indigenous freshwater crayfish species, *Austropotamobius pallipes pallipes*, in a French department. *Freshwater Crayfish*, **11**, 655-664.
- Grandjean F., Romain D., Avila-Zarza C., Bramard M., Souty-Grosset C., Mocquard J.P., 1997a.** Morphometry, sexula dimorphism and size at maturity of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) from a wild French population at Deux-Sèvres (Decapoda, Astacidea). *Crustaceana*, **70** (1), 31-44.
- Grandjean F., Souty-Grosset C., Holdich D.M., 1997b.** Mitochondrial DNA variation in four British populations of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*; indications for management. *Aquatic Living Resources*, **10**, 121-126.
- Grandjean F., Cornuault B., Archambault S., Bramard M., Otrebsky G., 2000a.** Life history and population biology of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes pallipes*, in a brook from The Poitou-Charentes region (France). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **356**, 55-70.
- Grandjean F., Harris D.J., Souty-Grosset C., Crandall K.A., 2000b.** Systematics of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae). *Journal of Crustacean Biology*, **20** (3), 523-529.
- Grandjean F., Jouteux R., Ropiquet A., Bachelier E., Bramard M., 2001.** Biological water quality assessment in running waters sites harbouring the endangered crayfish, *Austropotamobius pallipes* based on macroinvertebrates and its potential in habitat selection for restocking. *Freshwater Crayfish*, **13**, 338-348.

- Grandjean F., Momon J., Bramard M., 2003.** Biological water quality assesement of the white-clawed crayfish habitat based on macroinvertebrates communities: usefulness for its conservation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 115-125.
- Guérolde F., 2000.** Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research*, **34 (2)**, 487-492.
- Gutierrez-Yurrita P.J., Montes C., 1999.** Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Doñana National Park (Spain), and implications for management. *Freshwater Biology*, **42**, 561-574.

H

- Hall L., Söderhäll K., 1983.** Isolation and properties of a protease inhibitor in crayfish (*Astacus astacus*) cuticule. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **76B (4)**, 699-702.
- Hewitt D.R., Duncan P.F., 2001.** Effect of high water temperature on the survival, molting and food consumption of *Penaeus (Marsupenaeus) japonicus* (Bate, 1988). *Aquaculture Research*, **32**, 305-313.
- Hilty J., Merenlender A., 2000.** Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, **92**, 185-197.
- Hoang H., Recknagel F., Marshall J., Choy S., 2001.** Predictive modelling of macroinvertebrate assemblages for stream habitat assessments in Queensland (Australia). *Ecological Modelling*, **195**, 195-206.
- Hogger J.B., 1988.** Ecology, population biology and behaviour. Dans : Holdich D.M. et Lowery R.S. (Eds), *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm, Londres (Grande-Bretagne), 114-144.
- Hogger J.B., Lowery R.S., 1982.** The encouragement of freshwater crayfish populations by attention to the construction and maintenance of waterways. *J. Inst. Water Engrns & Scient.*, **36**, 214-220.
- Holdich D.M., 2002.** Biology of Freshwater Crayfish. Holdich D.M. (Eds.); Blackwell Science, Oxford, 702 pp.
- Holdich D.M., 2003.** Ecology of the White-clawed Crayfish. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Serie s No. 1. English Nature, Peterborough.
- Holdich D.M., Lowery R.S., 1988.** Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. Holdich D.M., Lowery R.S. (Eds.); Londres (Grande-Bretagne), Croom Helm, 498 pp.
- Holdich D.M., Rogers W.D., 1992.** Crayfish populations in British Isles: farming, legislation, conservation and management. *Finn. Fish. Res.*, **14**, 23-32.
- Holdich D.M., Foster J., Peay S., Hiley P.D., Brickland J.H., 2005.** White-clawed crayfish in muddy habitats: case studies from a river, a millrace, two brooks and a canal. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, 1055-1078.
- Holdich D.M., Pöckl M., Füreder L., Taugbøl T., Smietana P., Carral J., Gherardi F., Machino Y., 2006.** Chapter 3: Species files. Dans : Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y. Reynolds J.D. et Haffner P. (Eds), *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris (France), (Patrimoines naturels, 64), sous presse.
- Hope D., Billet M.F., Cresser M.S., 1994.** A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, **84**, 301-324.
- Huang T., Cerenius L., Söderhäll K., 1994.** Analysis of the genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture*, **126**, 1-10.

- Huner J.V., Lindqvist O.V., 1991.** Effects of temperature and photoperiod on mating and spawning activities of wild-caught noble crayfish *Astacus astacus* Linne (Astacidae, Deacapoda). *Journal of the World Mariculture Society*, **16**, 225-226.
- Huxley T.H., 1880.** The crayfish. An introduction to the study of zoology. Kegan Paul & Co. Londres (Grande-Bretagne), 371 pp.
- Hynes H.B.N., 1957.** The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Linnean Soc. London*. **170**, 165-169.

I

- Ibarra A.A., Gevrey M., Park Y.-S., Lim P., Lek S., 2003.** Modelling the factors that influence fish guilds composition using a back-propagation network: Assessment of metrics for indices of biotic integrity. *Ecological Modelling*, **160**, 281-290.
- Iliopoulou-Georgudaki J., Kantzaris V., Katharios P., Kaspiris P., Georgiadis Th., Montesantou B., 2003.** An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, **2**, 345-360.
- Ingle R.W., 1977.** Laboratory and SCUBA studies on the behaviour of the freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Report of the Underwater Association, NS*, **2**, 1-15.

J

- Jaccard P., 1912.** The distribution of flora in the alpine zone. *N. Phytol.*, **11**, 37-50.
- Jackson J.K., Füreder L., 2006.** Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance. *Freshwater Biology*, **51**, 591-603.
- Jacquemin G., 2001.** Les Ephéméroptères en Lorraine. Etat de l'inventaire. Utilisation comme bio-indicateur. Préservation (Insecta, Ephemeroptera). *Bulletin de l'Académie Lorraine des Sciences*, **40**, 11-22.
- Jarvie H.P., Whitton B.A., Neal C., 1998.** Nitrogen and Phosphorus in east coast British rivers: Speciation, sources and biological significance. *The Science of the Total Environment*, **210-211**, 79-109.
- Jay D., Holdich D.M., 1981.** The distribution of the crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in British waters. *Freshwater Biology*, **11**, 121-129.
- Jiravanichpaisal P., Söderhäll K., Söderhäll I., 2004.** Effect of water temperature on the immune response and infectivity pattern of white spot syndrome virus (WSSV) in freshwater crayfish. *Fish and Shellfish Immunology*, **17**, 265-275.
- Jonsson A., 1992.** Shelter selection in YOY crayfish *Astacus astacus* under predation pressure by dragonfly larvae. *Nordic Journal of Freshwater Resources*, **67**, 82-87.
- Jussila J., Evans L.H., 1996.** On the factors affecting marron, *Cherax tenuimanus*, growth in intensive culture. *Freshwater Crayfish*, **11**, 428-440.

K

- Kampa E., Artemiadou V., Lazaridou-Dimitriadou M., 2000.** Ecological quality of the river Axios (N. Greece) during spring and summer, 1997. *Belgium Journal of Zoology*, **130**, 21-27.
- Kohonen T., 1982.** Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, **43**, 59-69.

L

- Laurent P.J., 1980.** Utilisation des étangs pour la production d'écrevisses. Dans : Billard R., *La pisciculture en étang*. INRA Publications, Paris (France), 333-342.
- Laurent P.J., 1988.** *Austropotamobius pallipes* and *Austropotamobius torrentium* with observations in their interactions with other species in Europe. Dans : Holdich D.M. et Lowery R.S. (Eds), *Freshwater crayfish biology, management and exploitation*. Croom Helm, Londres (Grande-Bretagne), 341-364.
- Lazaridou-Dimitriadou M., Artemiadou V., Yfantis G., Mourelatos S., Mylopoulos Y., 2000.** Contribution to the ecological quality of Aliakmon river (Macedonia, Greece): a multivariate approach. *Hydrobiologia*, **410**, 47-58.
- Legendre L., Legendre P., 1979.** *Ecologie Numérique*. Masson (Eds), Paris (France), **1-2**, 247 pp.
- Lek S., Guégan J.-F., 1999.** Artificial neural network as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, **120**, 65-73.
- Lereboullet A., 1858.** Description de deux nouvelles espèces d'écrevisses de nos rivières. *Mémoires de la Société des Sciences Naturelles de Strasbourg*, **5**, 1-11.
- Lodge D.M., 1991.** Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, **41**, 195-224.
- Lodge D.M., Hill A.M., 1994.** Factors governing species composition, population size, and productivity of cool-water crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research*, **69**, 111-136.
- Lodge D.M., Kershner M.W., Aloï J.E., Covich A., 1994.** Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. *Ecology*, **75**, 1265-1281.
- Lowery R.S., Holdich D.M., 1988.** *Pacifastacus leniusculus* in North America and Europe, with details of the distribution and introduced and native crayfish in Europe. Dans : Holdich D.M. et Lowery R.S. (Eds), *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. Croom Helm, Londres (Grande-Bretagne), 283-326.
- Lyons R., Kelly-Quinn M., 2003.** An investigation into the disappearance of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) populations in the headwaters of the Nore River, Ireland, and the correlation to water quality. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **370-371**, 139-150.

M

- Machino Y., 1995.** *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) existe bel et bien en France. *L'Astaciculteur de France*, **45**, 17-19.
- Machino Y., 1996.** Nouveau site de l'écrevisse des torrents (*Austropotamobius torrentium* Schrank, 1803) en France. *L'Astaciculteur de France*, **48**, 2-3.
- Mady M., 2004.** Etude hydrobiologique de la macrofaune benthique de six ruisseaux de Gâtine (79) pour la conservation de l'écrevisse à pattes blanches, *Austropotamobius pallipes*. Université de Tours et Université de Poitiers. 38 pp.
- Mancini A., 1986.** *Astacicoltura. Allevamento e pesca dei gamberi d'acqua dolce*. Edagricole, Bologna.
- Matthews M.A. 1992.** Reproduction, growth, and aquaculture potential of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). Thèse de Doctorat, Université de Dublin (Irlande), 142 pp.
- Matthews M.A., Reynolds J.D., 1992.** Ecological impact of crayfish plague in Ireland. *Hydrobiologia*, **234**, 1-6.

- Matthews M.A., Reynolds J.D., Keatinge M.J., 1993.** Macrophyte reduction and benthic community alteration by the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater crayfish*, **9**, 289-299.
- Matthews M.A., Reynolds J.D., 1995.** A population study of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in a Irish reservoir. *Biology and Environment*, **95 B**, 99-109.
- McCarthy P., Malcolm R.L., Clapp C.E., Bloom P.R., 1990.** Humic substances and crops sciences: selected readings. *American society of agronomy and soil science society of America*, Madison, Wisconsin, Etats-Unis.
- McKnight D.M., Boyer E.W., Westerhoff P.K., Doran P.T., Kulbe T., Andersen D.T., 2001.** Spectrofluorimetric characterization of DOC for indication of precursor aromatic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, **46**, 34-48.
- Metcalf J.M., 1989.** Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**, 101-139.
- Momot W.T., 1984.** Crayfish production: a reflection of community energetics. *Journal of crustacean biology*, **4**, 35-53.
- Momot W.T., 1995.** Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Revue dans : *Fisheries Science*, **3**, 33-63.
- Moog O. (Eds), 1995.** *Fauna aquatica austriaca*. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen österreichs. Teil III B: Saprobielle Valenzen. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Vienne (Autriche), 410 pp.
- Moog O., Bauernfeind E., Weichelbaumer P., 1997.** The use of Ephemeroptera as saprobic indicators in Austria. Dans : Landolt P. et Sartori M. (Eds), *Ephemeroptera and Plecoptera: biology, ecology, systematics*. MTL, Fribourg (Autriche), 254-260.
- Mori M., Salvidio S., 2000.** The occurrence of *Thelohania contejeani* Henneguy, a microsporidian parasite of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), in Liguria Region (NW Italy). *Journal of Limnology*, **59 (2)**, 167-169.

N

- Nardi P.A., Bernini F., Bo T., Bonardi A., Fea G., Ghia D., Negri A. Razzetti E., Rossi S., Spairani M., 2005.** Status of *Austropotamobius pallipes* complex in watercourses of the Alessandria province (N-W Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **376-377**, 585-598.
- Naura M., Robinson M., 1998.** Principles of using River Habitat Survey to predict aquatic species: an example applied to the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*. *Aquatic Conservation*, **8**, 515-527.
- Neveu A., 2000a.** Etude des populations d'*Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Astacidae) dans un ruisseau forestier de Normandie. I. Structures démographiques et croissance : stabilité et variété au cours de six années. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **356**, 71-98.
- Neveu A. 2000b.** Etude des populations d'*Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Astacidae) dans un ruisseau forestier de Normandie. II. Répartition en fonction de la structure des habitats : stabilité et variabilité au cours de cinq années. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **356**, 99-122.
- Newell R.C., Branch G.M., 1980.** The influence of temperature on the maintenance of metabolic energy balance in marine invertebrates. Dans : Blaxter J.H.S., Russell F.S., Yonge M. (Eds), *Advance in Marine Biology*. Academic Press, Londres (Grande-Bretagne), 329-396.

- Nixon S.W., Hunt C.D., Nowicki B.L., 1986.** The retention of nutrients (C, N, P), heavy metals (Mn, Cd, Pb, Cu), and petroleum hydrocarbons in Narragansett Bay. Dans : Lasserre P. et Martin J.M. (Eds), *Biogeochemical Processes at the Land-Sea Boundary*. Elsevier, New-York (Etats-Unis), 99-122.
- Nyhlen L., 1979.** Comprehensive studies of the interactions between a parasite fungus. Acta Universitatis Upsaliensis, *Abstracts of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science*, **52**, 3-27.
- Nyhlen L., Unestam T., 1980.** Wound reactions and *Aphanomyces astaci* growth in the crayfish cuticle. *Journal of invertebrate pathology*, **36**, 187-197.
- Nylund V., Westman K., 1992.** Crayfish diseases and their control in Finland. *Finn. Fish. Res.*, **14**, 107-118.
- Nyström P., 1999.** Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. Dans : Gherardi F. et Holdich D.M. (Eds), *Crayfish in European alien species: How to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema, Rotterdam (Pays-Bas), 63-85.
- Nyström P., Strand J.A., 1996.** Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, **36**, 673-682.

O

- Oidtmann B., Cerenius L., Schmid I., Hoffmann R., Söderhäll K., 1999.** Crayfish plague epizootics in Germany – classification of two German isolates of the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Diseases of aquatic organisms*, **35**, 235-238.
- O’Keeffe C., 1986.** The ecology of two population of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in Ireland. Thèse de Doctorat, Université de Dublin, Trinity College (Irlande), 254 pp.
- Ouro-Boya Boukari S., 2004.** Evaluation de l’état d’une eau de rivière par l’analyse multidimensionnelle utilisant des paramètres caractéristiques de la matière organique dissoute. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers (France), 216 pp.
- Ouyang Y., 2005.** Evaluation of river quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Research*, **39**, 2621-2635.

P

- Parinet B., Lhote A., Legube B., 2004.** Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. *Ecological modelling*, **178**, 295-311.
- Park Y.-S., Céréghino R., Compin A., Lek S., 2003a.** Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running water. *Ecological Modelling*, **160**, 265-280.
- Park Y.-S., Verdonschot P.F.M., Chon T.-S., Lek S., 2003b.** Patterning and predicting aquatic macroinvertebrate diversities using artificial neural network. *Water Research*, **37**, 1749-1758.
- Paul J.F., Scott K.J., Campbell D.E., Gentil J.H., Stroble C.S., Valente R.M., Weisberg S.B., Holland A.F., Ranasinghe J.A., 2001.** Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicator*, **1**, 83-99.
- Payette A.L., McGaw I.J., 2003.** Thermoregulatory behaviour of the crayfish *Procambarus clarkii* in a burrow environment. *Comparative Biochemistry Physiology*, **136A**, 539-556.

- Peay S., 2000.** Guidance on works affecting white-clawed crayfish. English Nature and Environment Agency report. English Nature, Peterborough.
- Peay S., 2004.** A cost-led evaluation of survey methods and monitoring for the white-clawed crayfish. Lessons from the UK. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **372-373**, 335-352.
- Peay S., Hirst D., 2003.** A monitoring protocol for white-clawed crayfish in the UK. Dans : Holdich D.M. et Sibley P.J. (Eds), *Management and conservation of crayfish*. Proceedings of a conference held on 7th November 2002, Environment Agency, Bristol (Grande-Bretagne), 39-55.
- Peay S., Proud A., Ward D., 2005.** White-clawed crayfish in muddy habitats: monitoring the population in the river Ivel, Bedfordshire, UK. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, 1079-1094.
- Persson M., Söderhäll K., 1983.** *Pacifastacus leniusculus* Dana and its resistance to the parasitic fungus *Aphanomyces astaci*. *Freshwater Crayfish*, **5**, 292-298.
- Peru N., Thomas A., 2004.** La Dourbie, une rivière polluée par des sources karstiques. 1. Bioindication préliminaire par les communautés d'Ephémères (Ephemeroptera). *Ephemera*, **4** (1), 35-54.
- Philippeau G., 1992.** Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales ? Service des Etudes Statistiques – ITCF, 63 pp.
- Plafkin J. L., Barbour M. T., Porter K. D., Gross S. K., Hugues R. M., 1989.** Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001, 8 chapters, Appendices A-D.
- R**
- Rallo A., García-Arberas L., 2000.** Population structure and dynamics and habitat conditions of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in a pond: a case study in Basque Country (Northern Iberian Peninsula). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **356** (1), 5-16.
- Rallo A., García-Arberas L., 2002.** Differences in abiotic water conditions between fluvial reaches and crayfish fauna in some northern rivers of the Iberian Peninsula. *Aquatic Living Resources*, **15**, 119-128.
- Ravichandran S., Ramanibai R., Pundarikanthan N.V., 1996.** Ecoregions for describing water quality patterns in Tamiraparani basin, South India. *Journal of Hydrology*, **178**, 257-276.
- Reinhold-Dudok van Heel H.C., den Besten P.J., 1999.** The relation between macroinvertebrate assemblages in the Rhine-Meuse delta (The Netherlands) and sediment quality. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **2**, 19-38.
- Renai B., Bertocchi S., Brusconi S., Grandjean F., Lebboroni M., Parinet B., Souty-Grosset C., Trouilhé M.-C., Gherardi F. 2005.** Ecological characterisation of streams in Tuscany (Italy) for the management of the threatened crayfish *Austropotamobius* complex. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **380-381**, 1095-1114.
- Rennerfelt E., 1936.** Untersuchungen über die Entwicklung und Biologie des Krebspestpilze, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Rep. Inst. Freshwater Res. (Drottningholm)*, **10**, 1-10.
- Reyjol Y., Roqueplo C., 2002.** Preferential habitat of the white-clawed crayfish, notably juveniles, in three brooks of Corrèze, France. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **367** (4), 741-762.
- Reynolds J.D., 1979.** Crayfish ecology in Ireland. *Freshwater Crayfish*, **4**, 215-220.
- Reynolds J.D., 1982.** Notes on the Irish distribution of the freshwater crayfish. *Bulletin of the Irish Biogeographical Society*, **6**, 18-24.

- Reynolds J.D., 1989.** Crayfish culture and exploitation in Ireland. Dans : Skurdal L.J., Westman K. et Bergan P.I. (Eds), *Crayfish Culture in Europe*. Directorate of Nature Management, Trondheim (Norvège), 92-95.
- Reynolds J.D., 1998.** Conservation management of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*. Part 1. Irish Wildlife Manuals, No. 1.
- Reynolds J.D., 2002.** Growth and Reproduction. Dans : Holdich D.M. (Eds), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science, Oxford (Grande-Bretagne), 152-191.
- Reynolds J.D., Celada J.C., Carral J.M., Matthews M.A., 1992.** Reproduction of astacid crayfish in captivity – current developments and implications for culture, with special reference to Ireland and Spain. *Invertebrate Reproduction and Development*, **22**, 253-266.
- Reynolds J.D., O’Keeffe C., 2005.** Dietary patterns in stream- and lake-dwelling populations of *Austropotamobius pallipes*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **376-377**, 715-730.
- Rhodes C.P., Holdich D.M., 1979.** On size and sexual dimorphism in *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). A step in assessing the commercial exploitation potential of the native British freshwater crayfish. *Aquaculture*, **17**, 345-358.
- Ricard F., 2003.** Description des communautés benthiques pour la caractérisation des habitats à écrevisses à pattes blanches *Austropotamobius pallipes*. Rapport de stage : Université de Poitiers. 20 pp.
- Richardson S.D., Ternes T.A., 2005.** Water Analysis Emerging Contaminants and Current Issues. *Environmental Science and Technology*, **77 (12)**, 3807-3838.
- Rodriguez P., Wright J.F., 1987.** Biological evaluation of the quality of three Basque water courses. Proceedings of the 2nd International Basque Congress, Leioa (Espagne), **2**, 223-243.
- Rogers W.D., Holdich D.M., 1995.** Survey of the white-clawed crayfish distribution in the tributaries of the rivers Usk and Wye. *Report for the Countryside Council for Wales*, **137**, CCW, Bangor (Grande-Bretagne).
- Roqueplo C., Daguerre de Hurreaux N., 1983.** Etudes de populations naturelles d’écrevisses (*Austropotamobius pallipes* Lereboullet) dans le sud-ouest de la France. Première approche d’une méthodologie de repeuplement. Etude n°14 du CEMAGREF 177.
- Rumelhart D.E., Hinton G.E., Williams R.J., 1986.** Learning presentations by back-propagating errors. *Nature*, **323**, 533-536.

S

- Sachse A., Henrion R., Gelbrecht J., Steinberg C.E.W., 2005.** Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and autochthonous processes. *Organic Geochemistry*, **36**, 923-935.
- Sahoo G.B., Ray C., Wang J.Z., Hubbs S.A., Song R., Jasperse J., Seymour D., 2005.** Use of artificial neural networks to evaluate the effectiveness of riverbank filtration. *Water Research*, **39**, 2505-2516.
- Salas J., Martino P., 1990.** Metodologias simplifiacadas para la evaluacion de eutrofication en largos calidos tropicales. *Report to CEPIS/HPE/WHO*, 1-60.
- Sartori M., Landolt P., 1999.** Fauna Helvetica. Ephemeroptera atlas. Centre suisse de la Cartographie et de la Faune (Eds.). 214 pp.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963.** The mathematical theory of communication. *University Illinois Press, Urbana*.

- Simonet F., 2001.** Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières : le SEQ-Eau. *Adour Garonne Revue de l'Agence de l'Eau*, **81**, 7-9.
- Sinclair A.E., Fetzner J.W., Buhay J., Crandall K.A., 2004.** Proposal to complete a phylogenetic taxonomy and systematic revision for freshwater crayfish (Astacidea). *Freshwater Crayfish*, **14**, 21-29.
- Singh K.P., Malik A., Sinha S., 2005.** Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques-a case study. *Analytica chimica acta*, **538**, 355-374.
- Skurdal J., Qvenild T., Taugbøl T., Field E., 1990.** A 6-year study of *Theloania contejeani* parasitism of the noble crayfish *Astacus astacus* L., in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. *Journal of Fish Diseases*, **13**, 411-415.
- Sladeczek V., 1973.** Systems of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, **7 (I-IV)**, 1-218.
- Smal C.M., 1991.** Population studies on feral American mink *Mustela vison* in Ireland. *Journal of Zoology*, **244**, 233-249.
- Smith G.R.T., Learner M.A., Slater F.M., Foster J., 1996.** Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, **75**, 239-246.
- Söderhäll K., Unestam T., 1975.** Properties of extracellular enzymes from *Aphanomyces astaci* and their relevance in the penetration process of crayfish cuticle. *Physiol. Plant.*, **35**, 140-146.
- Sommer T.R., Goldman C.R., 1983.** The crayfish *Procambarus clarkii* from California rice fields: ecology, problems, and potential for harvest. *Freshwater Crayfish*, **5**, 418-428.
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P., 2006.** Atlas of Crayfish in Europe. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris (France), (Patrimoines naturels, 64), sous presse.
- Sprague V., Couch J., 1971.** An annotated list of protozoan parasites, hyperparasites and commensals of decapod Crustacea. *Journal of Protozoology*, **18**, 526-537.
- Strain P.M., Yeats P.A., 1999.** The relationships between chemical measures and potential predictors of the eutrophication status of inlets. *Marine Pollution Bulletin*, **38 (12)**, 1163-1170.
- Studemann D., Landolt P., Sartori M., Hefti D., Tomka I., 1992.** Ephemeroptera (version française). *Insecta Helvetica Fauna*, Société entomologique suisse (Eds), 174 pp.
- Svärdson G., 1972.** The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). *Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, **52**, 149-191.
- Svensson E., 1978.** Interactions between a parasitic fungus, *Aphanomyces astaci*, oomycetes, and its crayfish host: I. Mobility, encystment, attachment, and germination of the zoospore. *Acta Universitatis Upsaliensis, Abstracts of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science*, **457**, 1-18.
- Swahn J.-Ö., 2004.** The cultural history of crayfish. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **372-373**, 253-261.

T

- Tachet H., Richoux Ph., Bourneaud M., Usseglio-Polatera Ph., 1994.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. CNRS éditions, France, 154 pp.
- Tachet H., Richoux Ph., Bourneaud M., Usseglio-Polatera Ph., 2000.** Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions, France, 588 pp.

- Taugbøl T., Skurdal J., 1990.** Reproduction, moulting and mortality of female noble crayfish, *Astacus astacus* (L., 1858), from five Norwegian populations subjected to indoor culture conditions (Decapoda, Astacoidea). *Crustaceana*, **58**, 113-123.
- Taugbøl T., Skurdal J., Hastein T., 1993.** Crayfish plague and management strategies in Norway. *Biological Conservation*, **63**, 75-82.
- Taylor C.A., 2002.** Taxonomy and conservation of native crayfish stocks. Dans : Holdich D.M. (Eds), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science, Oxford (Grande-Bretagne), 236-257.
- Ter Braak C.J.F., Hoijsink H., Akkermans W., Verdonschot P.F.M., 2003.** Bayesian model-based cluster analysis for predicting macrofaunal communities. *Ecological Modelling*, **160**, 235-248.
- Thomas W.J., 1978.** Aspect of crayfish biology. *Freshwater Crayfish*, **4**, 116-119.
- Thomas W.J., Ingle R.W., 1971.** The nomenclature, bionomics and distribution of the crayfish *A. pallipes* (Lereboullet) in British Isles. *Essex Naturalist*, **32**, 349-360.
- Thurman E.M. (1985).** Organic geochemistry of natural waters. Nijhoff M. et Dordrecht J.W. (Eds), Pays-Bas.
- Tiozzo J., 2004.** Faisabilité de réintroduction de l'écrevisse pieds blancs (*Austropotamobius pallipes*) en Haute-Savoie. Etude de sites potentiels. Rapport de DESS «Qualité et Traitement des Eaux ». Université de Franche-Comté. 52 pp.
- Tomassone R., Dervin C., Masson J.-P., 1993.** Biométrie : Modélisation des phénomènes biologiques. Masson (Eds.), Paris. 553 pp.
- Troschel H.J., 1997.** Distribution and ecology of *Austropotamobius pallipes* in Germany. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **347**, 639-647.

U

- Usio N., Townsend, C.R., 2002.** Functional significance of crayfish in stream food webs: roles of omnivory, substrate heterogeneity and sex. *Oikos*, **98** (3), 512-522.

V

- Vega M., Pardo R., Barrado E., Debán L., 1998.** Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*, **32**, 3581-3592.
- Verneaux J., 1982.** Expression biologique, qualitative et pratique de l'aptitude biogène des cours d'eau au développement de la faune benthique, un coefficient d'aptitude biogène : le Cb2. *Note interne*, 20 pp.
- Verneaux J., Galmiche P., Janier F., Monnot A., 1982.** Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). Annales Scientifiques de l'Université, Besançon, Biologie Animale.
- Vey A., Söderhäll K., Ajaxon R., 1983.** Susceptibility of *Orconectes limosis* Raff. to crayfish plague, *Aphanomyces astaci*. *Freshwater Crayfish*, **5**, 284-291.
- Villanelli F., Gherardi F., 1998.** Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. *Freshwater Biology*, **40**, 305-315.
- Vogt G., 1999.** Disease of European freshwater crayfish with particular emphasis on interspecific transmission of pathogens. Dans : Gherardi F. et Holdich D.M. (Eds), *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema, Rotterdam (Pays-Bas), 87-103.

W

- Wasson J.G., 2001.** Les questions de recherche posées par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécologie Appliquée*, **13** (1), 1-19.
- Westman K., 1985.** Effects of habitat modifications on freshwater crayfish. Dans : Alabaster J.S. (Eds), *Habitat modification and freshwater fisheries*. Butterwoths, Londres (Grande-Bretagne), EIFAC Symposium
- Westman K., Ackefors H., Nylund V., 1992.** Kräfter. Biologi, odling, fiske (Crayfish. Biology, aquaculture, fishery). Kiviksgårdens Förlag. 152 pp.
- Whiteley N.M., Taylor E.W., 1993.** The effects of seasonal variations in temperature on extracellular acid-base status in a wild population of the crayfish *Austropota mobius pallipes*. *The Journal of Experimental Biology*, **181**, 295-311.
- Woodiwis F.S., 1978.** Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Summary report, Commission of European Communities. Nottingham (Grande-Bretagne), Septembre-Octobre 1976.
- Woodlock B., Reynolds J.D., 1988.** Reproduction in a Irish lake population of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Biology*, **19**, 79-86.

Y

- Yabunaka K., Hosomi M., Murakami A., 1997.** Novel application of a back-propagation artificial neural network model formulated to predict algal bloom. *Water Science and Technology*, **36**, 89-97.

Z

- Zelinka M., Marvan P., 1961.** Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Archives Fur Hydrobiologie*, **57**, 389-407.

ANNEXE 1

Pr o t o c o l e s IBGN et cB2



Tableau A1-1 : Grille d'échantillonnage de la faune de macroinvertébrés benthiques selon le protocole normalisé de l'IBGN. Les chiffres en italique de 0 à 9 indiquent la biogénicité du substrat (*S*), c'est-à-dire sa capacité à abriter des macroinvertébrés ; de 9 le plus biogène à 0 le moins. Les chiffres de 1 à 5 représentent la catégorie de vitesse (*V*). (D'après AFNOR, 1992).

Supports	Vitesses superficielles V (cm/s)					
	V>150	150>V>75	75>V>25	25>V>5	V<5	
	<i>S/V</i>	2	4	5	3	1
Bryophytes	9					
Spermaphytes immergés	8					
Éléments organiques grossiers (litières, branchages, racines)	7					
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) 250 mm > Ø > 25 mm	6					
Granulat grossier 25 mm > Ø > 2,5 mm	5					
Spermaphytes émergents de strate basse	4					
Sédiments fins±organiques, vases Ø=0,1 mm	3					
Sables et limons Ø<2,5 mm	2					
Surfaces naturelles et artificielles (roches, dalles, sols, parois, blocs) >Ø 250 mm	1					
Algues ou à défaut marne et argile	0					

Tableau A1-2 : Liste des 138 taxons utilisés dans le protocole normalisé de l'IBGN. (D'après AFNOR, 1992).

INSECTES	<i>Naucoridae</i>	<u>ODONATES</u>	<i>Bithynidae</i>
	<i>Nepidae</i>	<i>Aeschnidae</i>	<i>Bythinellidae</i>
<u>PLECOPTERES</u>	<i>Notonectidae</i>	<i>Calopterygidae</i>	<i>Hydrobiidae</i>
<i>Capniidae</i>	<i>Mesoveliidae</i>	<i>Coenagrionidae</i>	<i>Limnaeidae</i>
<i>Chloroperlidae</i>	<i>Ecnomidae</i>	<i>Cordulegasteridae</i>	<i>Neritidae</i>
<i>Leuctridae</i>	<i>Veliidae</i>	<i>Corduliidae</i>	<i>Physidae</i>
<i>Nemouridae</i>		<i>Gomphidae</i>	<i>Planorbidae</i>
<i>Perlidae</i>	<u>COLÉOPTÈRES</u>	<i>Lestidae</i>	<i>Valvatidae</i>
<i>Perlodidae</i>	<i>Curculionidae</i>	<i>Libellulidae</i>	<i>Viviparidae</i>
<i>Taeniopterygidae</i>	<i>Donaciidae</i>	<i>Platycnemididae</i>	
	<i>Dryopidae</i>		
<u>TRICHOPTERES</u>	<i>Dytiscidae</i>	<u>MÉGALOPTÈRES</u>	VERS
<i>Beraeidae</i>	<i>Eubriidae</i>	<i>Sialidae</i>	<u>ACHETES</u>
<i>Brachycentridae</i>	<i>Elmidae</i>		<i>Erpobdellidae</i>
<i>Ecnomidae</i>	<i>Gyrinidae</i>	<u>PLANIPENNES</u>	<i>Glossiphoniidae</i>
<i>Glossosomatidae</i>	<i>Haliplidae</i>	<i>Osmylidae</i>	<i>Hirudidae</i>
<i>Goeridae</i>	<i>Helodidae</i>	<i>Sysyridae</i>	<i>Piscicolidae</i>
<i>Helicopsychidae</i>	<i>Helophoridae</i>		
<i>Hydropsychidae</i>	<i>Hydraenidae</i>	<u>HYMÉNOPTÈRES</u>	
<i>Lepidostomatidae</i>	<i>Hydrochidae</i>		<u>TRICLADES</u>
<i>Leptoceridae</i>	<i>Hydrophilidae</i>	<u>LEPIDOPTÈRES</u>	<i>Dendrocoelidae</i>
<i>Limnephilidae</i>	<i>Hydroscaphidae</i>	<i>Pyralidae</i>	<i>Dugesidae</i>
<i>Molannidae</i>	<i>Hygrobiidae</i>		<i>Planariidae</i>
<i>Odontoceridae</i>	<i>Limnebiidae</i>	CRUSTACES	<u>OLIGOCHETES</u>
<i>Philopotamidae</i>	<i>Spercheidae</i>		<u>NEMATHELMINTES</u>
<i>Phryganeidae</i>		<u>BRANCHIOPODES</u>	
<i>Polycentropodidae</i>	<u>DIPTÈRES</u>		
<i>Psychomyidae</i>	<i>Anthomyidae</i>	<u>AMPHIPODES</u>	HYDRACARIENS
<i>Rhyacophilidae</i>	<i>Athericidae</i>	<i>Gammaridae</i>	
<i>Sericostomatidae</i>	<i>Blephariceridae</i>		
<i>Thremmatidae</i>	<i>Ceratopogonidae</i>	<u>ISOPODES</u>	HYDROZOAIRE
	<i>Chaoboridae</i>	<i>Asellidae</i>	
<u>EPHEMEROPTERES</u>	<i>Chironomidae</i>		
<i>Baetidae</i>	<i>Culicidae</i>	<u>DECAPODES</u>	SPONGIAIRES
<i>Caenidae</i>	<i>Dixidae</i>	<i>Astacidae</i>	
<i>Ephemerellidae</i>	<i>Dolichopodidae</i>	<i>Atyidae</i>	
<i>Ephemeridae</i>	<i>Empididae</i>	<i>Grapsidae</i>	BRYOZOAIRE
<i>Heptageniidae</i>	<i>Ephrydriidae</i>	<i>Cambaridae</i>	
<i>Leptophlebiidae</i>	<i>Limoniidae</i>		
<i>Oligoneuridae</i>	<i>Psychodidae</i>	MOLLUSQUES	NEMERTIENS
<i>Polymitarcidae</i>	<i>Ptychopteridae</i>		
<i>Potamanthidae</i>	<i>Rhagionidae</i>	<u>BIVALVES</u>	
<i>Prosopistomatidae</i>	<i>Scatophagidae</i>	<i>Corbiculidae</i>	
<i>Siphonuridae</i>	<i>Sciomyzidae</i>	<i>Dreissenidae</i>	
	<i>Simuliidae</i>	<i>Sphaeriidae</i>	
<u>HETEROPTERES</u>	<i>Stratiomyidae</i>	<i>Unionidae</i>	
<i>Aphelocheiridae</i>	<i>Syrphidae</i>		
<i>Corixidae</i>	<i>Tabanidae</i>	<u>GASTÉROPODES</u>	
<i>Gerridae</i>	<i>Thaumaleidae</i>	<i>Ancylidae</i>	
<i>Hebridae</i>	<i>Tipulidae</i>		
<i>Hydrometridae</i>			

Tableau A1-3 : Valeur de la note IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la faune de macroinvertébrés benthiques. * indique les taxons qui doivent être représentés par au moins 10 individus pour le calcul du Groupe Indicateur (GI) ; les autres taxons devant compter au moins 3 individus. (D'après AFNOR, 1992).

		Classes de variété													
		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
		Nombre de taxons différents sur la station													
Taxons indicateurs	GI	> 50	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
		50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
<i>Chloroperlidae</i> <i>Perlidae</i> <i>Perlodidae</i> <i>Taeniopterygidae</i>	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
<i>Capniidae</i> <i>Brachycentridae</i> <i>Odontoceridae</i> <i>Philopotamidae</i>	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
<i>Leuctridae</i> <i>Glossosomatidae</i> <i>Beraeidae</i> <i>Goeridae</i> <i>Leptophlebiidae</i>	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
<i>Nemouridae</i> <i>Lepidostomatidae</i> <i>Sericostomatidae</i> <i>Ephemeridae</i>	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
<i>Hydroptilidae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Polymitarcidae</i> <i>Potamanthidae</i>	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
<i>Leptoceridae</i> <i>Polycentropodidae</i> <i>Psychomyidae</i> <i>Rhyacophilidae</i>	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
<i>Limnephilidae</i> * <i>Hydropsychidae</i> <i>Ephemerellidae</i> * <i>Aphelocheiridae</i>	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
<i>Baetidae</i> * <i>Caenidae</i> * <i>Elmidae</i> * <i>Gammaridae</i> * Mollusques	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
<i>Chironomidae</i> * <i>Asellidae</i> * Achètes Oligochètes*	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Tableau A1-4 : Liste des 92 taxons indicateurs utilisés dans le protocole Cb2 classés selon « i » et par ordre alphabétique. « i » est l'indice méthodologique qui résulte de la sensibilité du taxon aux différentes formes de dégradation du milieu et de son occurrence de capture selon le protocole d'échantillonnage.

i=9

Astacidae (sauf *A. lepdodactylus*)
Beraeidae
Chloroperlidae
Perlodidae
Thrematidae

i=8

Brachycentridae
Capniidae
Oligoneuridae
Perlidae
Philopotamidae
Siphonuridae
Taeniopterygidae

i=7

Empididae
Ephemeridae
Glossosomatidae
Helophoridae
Heptageniidae
Lepidostomatidae
Molannidae
Odontoceridae
Polymitareidae
Potamanthidae
Sericostomatidae

i=6

Athericidae
Dryopidae
Haliplidae
Helodidae
Hydroptilidae
Leptophlebiidae
Leuctridae
Nemouridae
Osmylidae
Phryganeidae
Polycentropodidae
Psychodidae
Psychomyidae
Rhyacophilidae

i=5

Aeschnidae
Blephariceridae
Bythinellidae
Ceratopogonidae
Cordulegasteridae
Ecnomidae
Elmidae
Gomphidae
Hydraenidae
Leptoceridae
Libellulidae
Limoniidae
Planaridae
Sialidae
Stratymyidae
Tipulidae

i=4

Aphelocheiridae
Calopterigidae
Coeagrionidae
Dystiscidae
Ephemerellidae
Gyrinidae
Limnebiidae
Platyenemidae
Simuliidae
Sphaeriidae
Tabanidae
Unionidae

i=3

Caenidae
Corixidae
Dendrocoelidae
Gammaridae
Hydrobiidae
Hydropsychidae
Lymnaeidae
Neritidae
Physidae
Piscicolidae
Viviparidae

i=2

Atyidae
Ancylidae
Baetidae
Bithyniidae
Glossiphoniidae
Gambaridae
Planorbidae
Valvatidae

i=1

Asellidae
Chironomidae
Dreissenidae
Erpobdellidae
Oligochètes

ANNEXE 2

Test s t a t i s t i q u e s



Tableau A2-1 : Résultats du test de conformité de Kolmogorov-Smirnov à un échantillon. Les données en gras correspondent aux cas où la distribution testée n'est pas normale ($p < 0,05$).

	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
Haut	0,33	0,37	0,51	0,30	0,94	0,47	0,56	0,31	0,61	0,05	0,74	0,85	0,81	0,86	0,85	0,64
T	0,58	0,99	0,99	0,84	0,99	0,99	0,76	0,96	0,47	0,86	0,79	0,97	0,99	0,98	0,91	0,99
pH	0,45	0,93	0,78	0,35	0,54	0,47	0,92	0,81	0,93	0,21	0,73	0,78	0,37	0,83	0,86	0,41
Cond	0,72	0,11	0,12	0,75	0,39	0,15	0,66	0,26	0,93	0,89	0,81	0,68	0,87	0,28	0,16	0,66
E	0,62	0,17	0,42	0,57	0,46	0,40	0,79	0,56	0,30	0,39	0,89	0,38	0,19	0,03	0,90	0,91
O₂	0,99	0,94	0,11	0,11	0,49	0,39	0,99	0,97	0,50	0,39	0,95	0,57	0,95	0,60	0,83	0,67
NH₄	0,62	0,52	0,35	0,04	0,03	0,03	0,59	0,05	0,43	0,12	0,53	0,04	0,05	0,94	0,01	0,44
NO₃	0,71	0,92	0,49	0,71	0,80	0,85	0,66	0,76	0,85	0,94	0,60	0,85	0,81	0,98	0,50	0,59
SO₄	0,78	0,70	0,73	0,97	0,91	0,53	0,86	0,33	0,96	0,76	0,71	0,76	0,40	0,53	0,74	0,66
Cl	0,53	0,35	0,46	0,75	0,01	0,23	0,81	0,42	0,53	0,93	0,88	0,81	0,46	0,98	0,76	0,96
TH	0,56	0,90	0,83	0,50	0,44	0,87	0,93	0,99	0,61	0,99	0,33	0,54	0,79	0,18	0,99	0,77
TAC	0,87	0,40	0,02	0,73	0,13	0,80	0,82	0,59	0,98	0,07	0,37	0,43	0,53	0,77	0,11	0,37
Na	0,29	0,83	0,36	0,85	0,60	0,83	0,68	0,90	0,43	0,65	0,21	0,58	0,53	0,50	0,71	0,72
K	0,46	0,88	0,37	0,99	0,04	0,20	0,62	0,53	0,63	0,97	0,20	0,53	0,58	0,65	0,05	0,94
Mg	0,48	0,92	0,99	0,61	0,93	0,37	0,88	0,10	0,58	0,77	0,19	0,20	0,99	0,98	0,35	0,85
Ca	0,02	0,99	0,74	0,57	0,95	0,31	0,08	0,67	0,68	0,94	0,10	0,58	0,80	0,64	0,43	0,54
Si	0,54	0,99	0,71	0,81	0,86	0,40	0,65	0,70	0,95	0,99	0,02	0,48	0,75	0,74	0,21	0,69
Turb	0,15	0,37	0,00	0,18	0,06	0,14	0,07	0,04	0,03	0,02	0,05	0,00	0,14	0,06	0,27	0,32
MES	0,14	0,35	0,01	0,09	0,03	0,06	0,08	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,05	0,19	0,41	0,80
COT	0,66	0,03	0,02	0,17	0,02	0,10	0,23	0,53	0,45	0,96	0,29	0,07	0,97	0,58	0,04	0,93
UV254	0,99	0,98	0,02	0,43	0,04	0,08	0,94	0,93	0,67	0,12	0,15	0,03	0,76	0,29	0,10	0,56
Fluo A	0,65	0,97	0,38	0,61	0,78	0,96	0,60	0,96	0,87	0,62	0,63	0,78	0,99	0,79	0,64	0,96
Fluo C	0,28	0,97	0,76	0,63	0,68	0,93	0,88	0,43	0,99	0,35	0,92	0,87	0,73	0,32	0,86	0,96

Tableaux A2-2a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k : Résultats du test de Kruskal-Wallis pour chacun des paramètres mesurés (à l'exception des intensités de fluorescence). Dans chaque tableau, les deux paramètres considérés sont signalés en gras et en italique.

a)		<i>T</i>															
<i>Haut</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2	
SN1		0,75	0,47	0,18	0,26	0,42	0,86	0,91	0,16	0,41	0,04	0,34	0,94	0,40	0,77	0,41	
SN2	0,00		0,82	0,30	0,46	0,72	0,87	0,71	0,43	0,62	0,07	0,55	0,76	0,69	0,88	0,63	
R1	0,00	0,17		0,45	0,65	0,93	0,63	0,53	0,59	0,95	0,11	0,73	0,57	0,84	0,92	0,83	
R2	0,66	0,00	0,00		0,83	0,53	0,24	0,20	0,91	0,54	0,40	0,76	0,24	0,70	0,46	0,73	
G1	0,40	0,00	0,00	0,23		0,64	0,28	0,28	0,92	0,73	0,35	0,91	0,34	0,84	0,53	0,80	
G2	0,00	0,08	0,95	0,00	0,00		0,59	0,50	0,65	0,95	0,20	0,83	0,56	0,92	0,80	0,99	
T1	0,91	0,00	0,00	0,37	0,51	0,00		0,99	0,23	0,54	0,05	0,43	0,99	0,46	0,78	0,55	
T2	0,00	0,45	0,18	0,00	0,00	0,10	0,00		0,25	0,51	0,04	0,39	0,93	0,41	0,70	0,47	
Ve1	0,10	0,00	0,00	0,05	0,43	0,00	0,19	0,00		0,68	0,34	0,79	0,32	0,70	0,65	0,74	
Ve2	0,00	0,37	0,31	0,00	0,00	0,13	0,00	0,63	0,00		0,24	0,86	0,54	0,89	0,80	0,94	
Vi1	0,41	0,00	0,00	0,25	0,77	0,00	0,54	0,00	0,74	0,00		0,21	0,05	0,20	0,10	0,19	
Vi2	0,01	0,32	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,04	0,00	0,03	0,00		0,47	0,93	0,71	0,97	
M1	0,01	0,49	0,06	0,02	0,00	0,02	0,00	0,13	0,00	0,09	0,04	0,78		0,48	0,80	0,51	
M2	0,00	0,02	0,13	0,00	0,00	0,09	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00		0,68	0,95	
A1	0,00	0,25	0,98	0,00	0,00	0,93	0,00	0,33	0,00	0,43	0,00	0,06	0,14	0,11		0,82	
A2	0,01	0,88	0,50	0,02	0,00	0,33	0,01	0,74	0,00	0,65	0,00	0,38	0,48	0,07	0,70		

b) Cond

<i>pH</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,03	0,00	0,00	0,24	0,01	0,82	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SN2	0,18		0,00	0,00	0,69	0,35	0,04	0,37	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R1	0,00	0,00		0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
R2	0,00	0,00	0,91		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00
G1	0,00	0,00	0,76	0,96		0,18	0,37	0,31	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
G2	0,00	0,00	0,50	0,69	0,80		0,01	0,75	0,49	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
T1	0,07	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11		0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Ve1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,11		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ve2	0,00	0,00	0,17	0,08	0,16	0,07	0,00	0,00	0,05		0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	0,00
Vi1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00		0,20	0,04	0,00	0,00	0,03
Vi2	0,00	0,00	0,01	0,01	0,04	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15		0,02	0,00	0,00	0,01
M1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,24		0,08	0,00	0,33
M2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,04		0,00	0,00
A1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,36	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
A2	0,00	0,00	0,01	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,67	0,39	0,01	0,00	

c)

 O_2

<i>E</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,07	0,51	0,50	0,98	0,95	0,44	0,32	0,77	0,83	0,71	0,32	0,25	0,92	0,13	0,24
SN2	0,97		0,03	0,03	0,09	0,04	0,22	0,26	0,04	0,19	0,14	0,52	0,39	0,22	0,99	0,40
R1	0,53	0,31		0,98	0,41	0,53	0,17	0,21	0,57	0,32	0,31	0,15	0,10	0,24	0,04	0,10
R2	0,97	0,97	0,33		0,50	0,55	0,23	0,20	0,65	0,35	0,32	0,13	0,13	0,23	0,04	0,09
G1	0,52	0,52	0,89	0,54		0,94	0,55	0,36	0,79	0,94	0,77	0,33	0,33	0,57	0,11	0,26
G2	0,99	0,99	0,45	0,81	0,61		0,38	0,28	0,68	0,53	0,59	0,20	0,18	0,44	0,08	0,17
T1	0,10	0,03	0,01	0,03	0,02	0,03		0,74	0,32	0,64	0,68	0,66	0,59	0,98	0,27	0,59
T2	0,07	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,93		0,24	0,66	0,66	0,81	0,80	0,85	0,40	0,79
Ve1	0,10	0,03	0,12	0,01	0,27	0,03	0,00	0,00		0,73	0,51	0,23	0,16	0,35	0,05	0,16
Ve2	0,97	0,94	0,36	0,95	0,52	0,99	0,02	0,00	0,01		0,99	0,68	0,58	0,86	0,26	0,54
Vi1	0,69	0,62	0,58	0,61	0,80	0,76	0,01	0,00	0,06	0,77		0,52	0,46	0,77	0,21	0,44
Vi2	0,58	0,41	0,06	0,38	0,23	0,34	0,09	0,03	0,00	0,31	0,24		0,92	0,55	0,74	0,86
M1	0,72	0,32	0,86	0,28	0,97	0,33	0,02	0,00	0,14	0,29	0,56	0,07		0,60	0,63	0,96
M2	0,44	0,75	0,50	0,82	0,67	0,94	0,02	0,00	0,01	0,83	0,87	0,14	0,29		0,41	0,66
A1	0,79	0,51	0,12	0,47	0,26	0,47	0,11	0,05	0,01	0,40	0,34	0,94	0,18	0,27		0,54
A2	0,70	0,44	0,10	0,49	0,21	0,49	0,09	0,04	0,01	0,31	0,25	0,96	0,12	0,27	0,96	

d) NO_3																
NH_4	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,00	0,01	0,00	0,04	0,00	0,02	0,04	0,00	0,56	0,00	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00
SN2	0,00		0,00	0,00	0,80	0,82	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00
R1	0,01	0,00		0,04	0,00	0,00	0,14	0,09	0,46	0,00	0,36	0,01	0,41	0,00	0,25	0,00
R2	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,11	0,00	0,14	0,00	0,01	0,04
G1	0,32	0,00	0,07	0,00		0,88	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00
G2	0,88	0,00	0,03	0,01	0,51		0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00
T1	0,30	0,00	0,00	0,09	0,09	0,41		0,55	0,16	0,04	0,03	0,05	0,02	0,00	0,79	0,00
T2	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,06	0,09	0,02	0,13	0,01	0,00	0,58	0,00
Ve1	0,12	0,00	0,15	0,00	0,67	0,25	0,04	0,00		0,00	0,09	0,01	0,14	0,00	0,27	0,00
Ve2	0,00	0,44	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,94	0,00		0,00	0,99	0,00	0,00	0,04	0,00
Vi1	0,09	0,00	0,22	0,00	0,53	0,19	0,03	0,00	0,88	0,00		0,00	0,85	0,00	0,12	0,00
Vi2	0,00	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,00	0,46	0,00		0,00	0,00	0,08	0,00
M1	0,58	0,00	0,00	0,03	0,16	0,52	0,83	0,00	0,06	0,00	0,03	0,00		0,00	0,05	0,00
M2	0,00	0,00	0,61	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,04	0,00	0,07	0,00	0,00		0,00	0,01
A1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
A2	0,66	0,00	0,00	0,00	0,07	0,50	0,50	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,78	0,00	0,00	

e) Cl																
SO_4	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,12	0,04	0,00	0,37	0,10	0,49	0,04	0,27	0,11	0,61	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
SN2	0,84		0,89	0,16	0,07	0,95	0,04	0,99	0,44	0,74	0,25	0,01	0,01	0,00	0,09	0,01
R1	0,00	0,00		0,05	0,03	0,78	0,02	0,92	0,41	0,87	0,21	0,66	0,00	0,00	0,02	0,00
R2	0,00	0,00	0,92		0,00	0,04	0,00	0,05	0,01	0,04	0,00	0,16	0,06	0,00	0,41	0,02
G1	0,99	0,83	0,00	0,00		0,03	0,90	0,02	0,16	0,06	0,35	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
G2	0,02	0,01	0,00	0,00	0,88		0,03	0,80	0,46	0,89	0,30	0,73	0,01	0,00	0,03	0,00
T1	0,05	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00		0,02	0,14	0,04	0,35	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
T2	0,06	0,05	0,00	0,00	0,06	0,90	0,00		0,37	0,91	0,21	0,74	0,00	0,00	0,03	0,00
Ve1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,06		0,55	0,68	0,32	0,00	0,00	0,01	0,00
Ve2	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,40		0,30	0,70	0,00	0,00	0,02	0,00
Vi1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,33	0,36	0,07		0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Vi2	0,00	0,00	0,41	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,12	0,00		0,01	0,00	0,07	0,00
M1	0,00	0,00	0,05	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02		0,91	0,23	0,50
M2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15		0,11	0,18
A1	0,00	0,00	0,60	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,31	0,00		0,40
A2	0,00	0,00	0,97	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,33	0,08	0,00	0,71	

<i>f) TAC</i>																
<i>TH</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,01	0,00	0,03	0,34	0,01	0,84	0,18	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
SN2	0,53		0,50	0,40	0,30	0,74	0,00	0,17	0,05	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R1	0,00	0,00		0,09	0,09	0,58	0,00	0,02	0,02	0,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,03	0,00	0,02		0,69	0,30	0,03	0,49	0,24	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
G1	0,35	0,17	0,00	0,02		0,32	0,25	0,98	0,44	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
G2	0,01	0,00	0,00	0,20	0,16		0,01	0,17	0,01	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
T1	0,36	0,78	0,00	0,00	0,11	0,00		0,12	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00
T2	0,97	0,50	0,00	0,00	0,49	0,03	0,29		0,42	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Ve1	0,59	0,94	0,00	0,00	0,18	0,03	0,71	0,51		0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
Ve2	0,01	0,00	0,00	0,25	0,16	0,91	0,00	0,02	0,01		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vi1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,17	0,74	0,00	0,00	0,63
Vi2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01		0,31	0,00	0,00	0,40
M1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00		0,16	0,00	0,54
M2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35		0,00	0,00
A1	0,02	0,01	0,00	0,16	0,25	0,86	0,00	0,05	0,02	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00
A2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	0,01	0,16	0,00	0,00	

<i>g) K</i>																
<i>Na</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00	0,66	0,68	0,00	0,00
SN2	0,45		0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,66	0,43	0,07	0,00	0,48	0,04	0,00	0,01	0,17
R1	0,72	0,48		0,00	0,56	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
R2	0,03	0,11	0,09		0,00	0,00	0,35	0,28	0,23	0,00	0,18	0,32	0,26	0,05	0,00	0,59
G1	0,03	0,01	0,02	0,00		0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
G2	0,17	0,07	0,11	0,01	0,32		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
T1	0,02	0,20	0,21	0,05	0,07	0,32		0,03	0,01	0,00	0,48	0,07	0,51	0,19	0,00	0,15
T2	0,67	0,96	0,79	0,10	0,02	0,10	0,31		0,91	0,05	0,04	0,83	0,12	0,01	0,01	0,43
Ve1	0,96	0,48	0,88	0,07	0,02	0,12	0,24	0,56		0,01	0,01	0,89	0,07	0,00	0,00	0,39
Ve2	0,01	0,03	0,04	0,73	0,00	0,00	0,01	0,03	0,01		0,00	0,04	0,01	0,00	0,17	0,00
Vi1	0,00	0,01	0,01	0,00	0,43	0,15	0,05	0,00	0,00	0,00		0,06	0,69	0,67	0,00	0,05
Vi2	0,02	0,01	0,04	0,00	0,50	0,67	0,24	0,03	0,02	0,00	0,21		0,10	0,01	0,01	0,59
M1	0,01	0,01	0,02	0,45	0,00	0,00	0,01	0,01	0,07	0,29	0,00	0,00		0,98	0,00	0,17
M2	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,30		0,00	0,01
A1	0,01	0,02	0,03	0,55	0,00	0,00	0,01	0,03	0,01	0,80	0,00	0,00	0,57	0,10		0,00
A2	0,00	0,02	0,03	0,55	0,00	0,00	0,01	0,04	0,01	0,91	0,00	0,00	0,51	0,12	0,94	

h)

Ca

<i>Mg</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SN2	0,02		0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,18	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R1	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R2	0,00	0,00	0,90		0,15	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
G1	0,09	0,88	0,00	0,00		0,56	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,000
G2	0,67	0,17	0,00	0,00	0,24		0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T1	0,07	0,36	0,00	0,00	0,77	0,10		0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T2	0,00	0,21	0,00	0,00	0,41	0,04	0,04		0,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00
Ve1	0,16	0,00	0,00	0,00	0,02	0,69	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
Ve2	0,08	0,07	0,00	0,00	0,88	0,30	0,58	0,29	0,01		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vi1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,80	0,06	0,00	0,00	0,04
Vi2	0,05	0,00	0,00	0,00	0,01	0,45	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00		0,04	0,00	0,00	0,04
M1	0,65	0,03	0,00	0,00	0,07	0,67	0,06	0,01	0,72	0,05	0,00	0,55		0,17	0,00	0,23
M2	0,60	0,08	0,00	0,00	0,25	0,39	0,14	0,00	0,06	0,18	0,00	0,01	0,39		0,00	0,00
A1	0,00	0,48	0,00	0,00	0,50	0,03	0,14	0,69	0,00	0,55	0,00	0,00	0,01	0,01		0,00
A2	0,00	0,02	0,00	0,00	0,19	0,03	0,00	0,57	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	

i)

<i>Si</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1																
SN2	0,01															
R1	0,04	0,11														
R2	0,00	0,00	0,00													
G1	0,00	0,00	0,00	0,12												
G2	0,00	0,00	0,00	0,37	0,61											
T1	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00										
T2	0,07	0,21	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00									
Ve1	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,01								
Ve2	0,57	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,91	0,05	0,81							
Vi1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00						
Vi2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,98					
M1	0,00	0,00	0,00	0,42	0,51	0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00				
M2	0,00	0,00	0,00	0,07	0,80	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41			
A1	0,11	0,28	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00		
A2	0,00	0,00	0,00	0,26	0,66	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,45	0,00	

j) **MES**

<i>Turb</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,47	0,69	0,00	0,46	0,65	0,57	0,04	0,07	0,22	0,94	0,54	0,54	0,17	0,04	0,79
SN2	0,17		0,29	0,00	0,17	0,31	0,14	0,12	0,01	0,54	0,66	0,87	0,98	0,07	0,08	0,43
R1	0,11	0,01		0,00	0,79	0,92	0,84	0,01	0,09	0,09	0,57	0,39	0,38	0,32	0,01	0,63
R2	0,01	0,08	0,00		0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,05	0,00
G1	0,14	0,01	0,99	0,00		0,76	0,86	0,01	0,32	0,09	0,49	0,18	0,33	0,57	0,01	0,43
G2	0,66	0,11	0,39	0,00	0,41		0,87	0,03	0,25	0,20	0,68	0,35	0,43	0,44	0,04	0,81
T1	0,46	0,02	0,21	0,00	0,40	0,81		0,00	0,10	0,05	0,48	0,23	0,23	0,39	0,00	0,54
T2	0,01	0,13	0,00	0,56	0,00	0,01	0,00		0,00	0,00	0,08	0,14	0,14	0,00	0,35	0,05
Ve1	0,00	0,00	0,04	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00		0,01	0,11	0,02	0,04	0,85	0,01	0,10
Ve2	0,06	0,29	0,00	0,43	0,00	0,02	0,00	0,83	0,00		0,32	0,59	0,49	0,04	0,24	0,22
Vi1	0,69	0,47	0,07	0,04	0,10	0,40	0,34	0,04	0,00	0,22		0,63	0,82	0,23	0,08	0,79
Vi2	0,01	0,11	0,00	0,97	0,00	0,01	0,00	0,81	0,00	0,31	0,03		0,95	0,07	0,16	0,55
M1	0,26	0,70	0,01	0,02	0,03	0,17	0,02	0,03	0,00	0,16	0,58	0,03		0,11	0,16	0,48
M2	0,03	0,00	0,76	0,00	0,81	0,28	0,11	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,00		0,01	0,28
A1	0,00	0,04	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00	0,42	0,02	0,74	0,01	0,00		0,02
A2	0,87	0,17	0,12	0,01	0,18	0,69	0,41	0,00	0,00	0,03	0,65	0,01	0,25	0,07	0,00	

k) **UV254**

<i>COT</i>	SN1	SN2	R1	R2	G1	G2	T1	T2	Ve1	Ve2	Vi1	Vi2	M1	M2	A1	A2
SN1		0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,10	0,03	0,01	0,00	0,00	0,09	0,32	0,01	0,00	0,01
SN2	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00
R1	0,00	0,00		0,00	0,91	0,01	0,00	0,00	0,12	0,00	0,43	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00
R2	0,29	0,00	0,00		0,00	0,02	0,59	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,01	0,10	0,00	0,45
G1	0,00	0,00	0,29	0,00		0,01	0,00	0,00	0,13	0,00	0,40	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00
G2	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00		0,01	0,00	0,78	0,00	0,01	0,00	0,00	0,77	0,00	0,16
T1	0,03	0,00	0,00	0,16	0,00	0,29		0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,00	0,25
T2	0,18	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00		0,00	0,09	0,00	0,49	0,36	0,00	0,11	0,00
Ve1	0,08	0,00	0,12	0,42	0,05	0,59	0,99	0,01		0,00	0,05	0,00	0,00	0,72	0,00	0,33
Ve2	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,05	0,03	0,00	0,88	0,00
Vi1	0,00	0,00	0,07	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00		0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Vi2	0,36	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,57	0,03	0,00	0,00		0,52	0,00	0,05	0,00
M1	0,01	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,57	0,00	0,01		0,00	0,02	0,00
M2	0,20	0,00	0,06	0,63	0,02	0,54	0,91	0,02	0,64	0,00	0,00	0,04	0,00		0,00	0,30
A1	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,09	0,00		0,00
A2	0,33	0,00	0,00	0,96	0,00	0,03	0,15	0,02	0,28	0,00	0,00	0,03	0,00	0,57	0,00	

Tableau A2-3 : Résultats du test de Kruskal-Wallis pour les températures enregistrées pendant les mois de juillet, août et septembre 2003, 2004 et 2005.

	Juillet 2003	Juillet 2004	Juillet 2005	Août 2003	Août 2004	Août 2005	Septembre 2003	Septembre 2004	Septembre 2005
SN	0,00	0,00	ND	0,00	0,00	ND	0,00	0,13	ND
R	0,00	0,00	ND	0,00	0,00	ND	0,00	0,00	ND
G	0,46	ND	0,85	0,52	ND	0,47	0,03	ND	0,56
T	ND	ND	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,15
Ve	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	ND
Vi	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,65	ND	ND
M	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
A	ND	0,19	ND	ND	ND	ND	ND	0,48	ND

ND pour Non Disponible

ANNEXE 3

Statistiques descriptives



Tableaux A3-1a, b, c et d : Résultats des statistiques descriptives sur l'ensemble des sites étudiés.

a)	SN1					SN2					R1					R2				
	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type
Haut	28	8	22	14	4	28	5	42	21	9	28	7	38	23	8	28	4	20	14	5
T	28	1,1	15,5	10,5	3,6	28	0,0	18,2	10,8	4,7	28	3,6	19,0	11,3	4,4	28	2,7	19,6	12,1	4,8
pH	28	6,43	7,45	6,80	0,20	28	6,53	7,32	6,85	0,17	28	6,31	8,48	7,39	0,42	28	6,42	8,31	7,41	0,34
Cond	28	101	166	140	15	28	118	253	158	32	28	166	367	212	45	28	166	263	204	19
E	28	130	415	208	58	28	142	405	210	49	28	122	312	212	40	28	121	307	205	38
O₂	28	5,42	10,26	7,86	1,06	28	4,60	10,64	7,14	1,48	28	6,15	12,52	8,34	1,63	28	5,86	13,8	8,45	2,10
NH₄	28	13,8	94,8	44,4	23,9	28	45,4	342,2	133,9	60,1	28	4,3	113,8	28,9	23,0	28	27,5	278	78,5	58,1
NO₃	28	8,1	19,9	12,7	3,3	28	4,6	17,4	9,9	2,6	28	7,2	28,9	17,4	6,5	28	3,1	36,6	22,4	9,0
SO₄	28	2,5	12,1	6,6	2,1	28	3,3	11,9	6,6	1,9	28	6,8	17,5	12,3	2,4	28	7,0	21,9	12,7	3,4
Cl	28	7,4	22,4	15,3	3,1	28	9,7	40,4	18,6	6,6	28	8,2	25,6	16,9	4,2	28	8,6	27,8	19,6	4,5
TH	28	15,0	41,5	29,4	6,0	28	16,5	39,5	28,4	6,1	28	29,5	63,5	43,3	8,7	28	21,5	66,5	38,0	9,6
TAC	28	13,0	42,0	27,9	6,7	28	22,0	76,0	36,7	12,3	28	21,0	96,0	43,1	19,5	28	18,0	63,0	33,7	9,9
Na	28	4,2	11,8	6,4	2,1	28	4,5	12,4	6,7	2,0	28	3,6	12,1	6,6	2,3	28	2,4	12,6	7,7	2,7
K	28	1,9	4,4	2,6	0,6	28	2,7	5,8	4,0	0,8	28	0,9	4,7	1,9	0,9	28	1,8	6,1	3,4	1,0
Mg	28	3,0	4,9	4,1	0,6	28	3,3	5,4	4,5	0,5	28	5,3	6,9	6,0	0,5	28	3,9	6,8	5,7	0,9
Ca	28	7,3	16,9	9,6	2,9	28	8,4	12,1	10,0	0,9	28	14,8	29,1	20,0	3,9	28	10,4	19,5	15,4	2,6
Si	28	3,5	9,4	6,8	1,8	28	3,9	7,0	5,4	0,8	28	4,5	6,2	5,7	0,4	28	2,3	6,5	4,6	0,9
Turb	28	6,5	47,1	16,4	12,0	28	6,8	49,2	17,6	9,7	28	4,7	77,4	15,7	18,9	28	6,3	87,8	28,3	21,5
MES	28	2,0	45,8	15,3	12,6	28	4,0	51,3	15,9	10,8	28	0,4	84,7	16,1	19,0	28	6,8	162,0	42,9	39,0
COT	28	1,78	10,24	3,91	1,71	28	3,74	19,35	6,75	3,72	28	1,22	9,28	2,42	1,43	28	1,57	11,21	3,62	1,80
UV254	28	0,075	0,347	0,204	0,077	28	0,113	0,523	0,333	0,096	28	0,024	0,425	0,105	0,081	28	0,068	0,459	0,171	0,085

Unités : mg/L (O₂, NO₃, SO₄, Cl, Na, K, Mg, Ca, Si, MES, COT) ; mgCaCO₃/L (TH, TAC) ; cm (Haut) ; °C (T) ; µS/cm (Cond) ; mV (E) ; µg/L (NH₄) ; NTU (Turb) ; cm⁻¹ (UV254)

b)	G1					G2					T1					T2				
	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type
Haut	28	4	22	13	5	28	10	38	23	7	28	5	21	14	4	28	11	30	20,9	4,5
T	28	3,2	20,2	11,9	3,2	28	2,9	18,3	11,4	4,5	28	0,6	16,5	10,6	4,1	28	1,8	16,8	10,5	4,3
pH	28	6,23	8,69	7,41	0,46	28	6,30	8,70	7,45	0,42	28	6,45	7,48	6,89	0,25	28	6,57	7,35	7,00	0,19
Cond	28	115	244	156	34	28	120	253	169	40,0	28	128	176	142	11	28	129	190	161	19
E	28	8	328	217	70	28	8	321	203	55,0	28	93	334	186	45	28	131	332	186	39
O₂	28	5,49	11,25	7,94	1,28	28	5,91	11,37	8,03	1,26	28	6,04	10,35	7,69	0,91	28	5,41	9,91	7,59	1,12
NH₄	28	10,6	98,0	39,6	25,0	28	8,53	470,6	60,7	86,1	28	10,6	147,5	55,0	33,3	28	33,8	443,3	125,4	83,7
NO₃	28	3,7	19,1	10,0	4,4	28	4,9	21,4	10,2	3,4	28	8,2	25,5	14,9	3,5	28	6,6	28,7	14,4	4,6
SO₄	28	3,2	9,3	6,5	1,6	28	4,5	16,5	7,9	2,3	28	1,7	10,4	5,5	2,1	28	3,3	14,9	8,2	3,0
Cl	28	8,4	42,0	16,4	6,3	28	9,5	33,7	17,9	5,1	28	8,7	18,9	15,0	2,5	28	5,2	25,1	17,0	4,5
TH	28	20,0	48,0	31,6	8,3	28	21,5	48,5	34,4	7,6	28	15,0	40,0	27,9	6,8	28	15,0	43,5	29,9	7,0
TAC	28	17,0	101,0	38,3	21,7	28	19,0	85,0	40,2	17,7	28	14,0	44,0	28,1	6,8	28	20,0	55,0	32,7	10,2
Na	28	2,5	9,3	4,8	2,0	28	1,2	9,8	5,4	2,5	28	3,0	11,2	6,0	2,4	28	2,6	13,0	6,6	2,4
K	28	1,3	9,6	2,2	1,7	28	1,1	4,2	2,0	0,8	28	2,2	5,3	3,2	0,9	28	1,5	9,7	4,0	1,7
Mg	28	3,2	6,4	4,6	1,0	28	2,8	6,3	4,2	1,0	28	3,8	5,1	4,4	0,3	28	2,0	6,2	4,7	0,9
Ca	28	8,8	20,1	14,1	3,1	28	9,9	25,3	15,6	4,3	28	5,8	25,8	10,0	4,4	28	4,3	17,5	11,2	3,0
Si	28	3,5	5,1	4,3	0,5	28	2,6	6,8	4,5	0,9	28	4,9	8,9	7,2	1,1	28	2,9	8,4	5,9	1,5
Turb	28	4,5	57,8	13,4	12,0	28	3,3	87,0	16,3	16,5	28	5,7	41,2	13,0	7,7	28	7,8	80,3	22,2	14,9
MES	28	0,8	77,5	14,4	16,1	28	0,7	104,5	17,9	22,4	28	2,8	38,0	12,1	8,2	28	4,0	198,5	25,3	35,9
COT	28	1,18	5,99	2,23	1,1	28	1,50	8,76	2,99	1,56	28	1,5	9,2	3,2	1,5	28	2,01	9,32	4,52	1,80
UV254	28	0,029	0,331	0,101	0,067	28	0,044	0,380	0,131	0,070	28	0,077	0,323	0,172	0,067	28	0,084	0,523	0,256	0,091

Unités : mg/L (O₂, NO₃, SO₄, Cl, Na, K, Mg, Ca, Si, MES, COT) ; mgCaCO₃/L (TH, TAC) ; cm (Haut) ; °C (T) ; µS/cm (Cond) ; mV (E) ; µg/L (NH₄) ; NTU (Turb) ; cm⁻¹ (UV254)

c)	Ve1					Ve2					Vi1					Vi2				
	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type
Haut	28	5	21	12	4	28	10	69	23	10	28	3	22	12	6	28	1	32	18	6
T	28	3,1	18,0	11,9	4,3	28	1,8	18,2	11,3	4,8	28	5,5	21,8	13,4	4,3	28	2,5	19,8	11,7	4,8
pH	28	6,45	8,12	7,12	0,36	28	6,79	8,17	7,31	0,32	28	7,00	8,08	7,69	0,29	28	7,19	8,23	7,61	0,22
Cond	28	110	226	157	28	28	135	245	186	29	28	246	404	332	42	28	125	614	318	98
E	28	117	309	223	41	28	111	297	206	36	28	126	324	211	39	28	124	315	200	37
O₂	28	5,99	10,48	8,01	1,10	28	4,63	10,19	7,58	1,49	28	5,74	10,31	7,73	1,05	28	1,25	9,9	7,22	2,03
NH₄	28	5,4	93,8	36,0	22,7	28	48,5	385,4	139,9	98,8	28	6,4	108,5	35,4	22,7	28	13,8	606,4	156,7	135,3
NO₃	28	9,0	24,9	16,4	4,2	28	1,4	23,6	11,7	5,4	28	5,9	31,7	18,8	7,0	28	0,17	44,7	12,5	8,9
SO₄	28	5,4	16,9	9,4	2,5	28	5,5	14,7	10,0	2,7	28	4,9	17,0	8,9	2,6	28	5,2	25,0	11,8	4,2
Cl	28	11,3	27,7	16,7	3,8	28	2,8	30,8	17,1	5,2	28	5,7	25,9	15,9	4,0	28	7,5	33,5	17,8	5,7
TH	28	20,0	50,5	29,1	7,7	28	23,0	50,0	34,5	6,7	28	55,5	133,5	81,7	15,6	28	9,0	140,0	70,0	25,0
TAC	28	15,0	50,0	30,0	1,3	28	21,0	115,0	41,1	20,1	28	68,0	185,0	107,8	31,1	28	45,0	259,0	100,4	46,6
Na	28	4,2	12,7	6,5	2,2	28	4,7	15,0	8,0	2,1	28	2,3	11,6	4,7	2,8	28	2,8	10,2	5,2	2,3
K	28	2,6	5,2	3,8	0,7	28	3,1	6,3	4,5	0,9	28	1,7	7,1	3,3	1,7	28	2,3	8,3	3,9	1,5
Mg	28	2,5	5,0	3,8	0,6	28	2,9	5,8	4,5	0,8	28	2,4	4,6	3,2	0,5	28	1,1	5,5	3,7	0,8
Ca	28	7,6	18,1	11,2	2,1	28	11,6	15,7	13,3	1,2	28	16,1	62,2	49,0	13,5	28	16,3	70,4	48,4	14,4
Si	28	4,0	10,3	7,3	1,9	28	3,5	10,2	7,1	2,0	28	2,5	7,4	3,4	1,4	28	1,4	5,9	3,0	0,9
Turb	28	2,4	36,3	9,4	7,4	28	4,4	163,0	26,2	30,9	28	5,5	92,5	19,7	19,0	28	7,9	260,0	37,3	55,4
MES	28	0,3	68,8	13,2	16,5	28	1,7	164,7	22,6	30,8	28	1,4	489,3	34,0	91,1	28	3,3	358,0	34,9	71,6
COT	28	1,08	9,04	3,27	1,85	28	3,03	10,01	6,01	1,71	28	1,06	5,61	2,04	0,91	28	1,98	14,47	4,60	2,43
UV254	28	0,024	0,318	0,138	0,085	28	0,120	0,883	0,312	0,139	28	0,028	0,221	0,092	0,054	28	0,120	0,835	0,276	0,160

Unités : mg/L (O₂, NO₃, SO₄, Cl, Na, K, Mg, Ca, Si, MES, COT) ; mgCaCO₃/L (TH, TAC) ; cm (Haut) ; °C (T) ; µS/cm (Cond) ; mV (E) ; µg/L (NH₄) ; NTU (Turb) ; cm⁻¹ (UV254)

d)	M1					M2					A1					A2				
	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type	N	Min	Max	Moy	E.type
Haut	26	3	40	19	8	28	7	50	28	12	26	7	40	23	9	28	5	45	22	12
T	26	2,7	18,0	10,8	4,0	28	4,9	19,9	11,7	4,1	26	1,6	18,8	11,2	4,8	28	3,1	21,3	11,7	4,6
pH	26	6,97	8,79	7,69	0,32	28	7,24	8,33	7,80	0,24	26	6,73	7,50	7,06	0,19	28	7,06	8,12	7,61	0,26
Cond	26	187	677	415	146	28	299	596	484	85	26	145	486	206	80	28	251	553	382	82
E	26	120	269	208	40	28	116	268	204	35	26	118	267	200	37	28	127	258	199	33
O₂	26	2,27	10,58	7,32	1,73	28	4,93	11,14	7,62	1,45	26	3,99	12,85	7,25	2,01	28	5,25	12,60	7,59	1,41
NH₄	26	14,8	265,4	62,3	63,3	28	2,2	69,6	24,8	13,8	26	135,9	2833,8	608,0	629,2	28	13,8	120,1	46,1	23,0
NO₃	26	6,9	30,0	19,1	6,7	28	14,9	57,2	33,6	9,2	26	6,2	33,7	15,5	6,5	28	12,7	37,2	27,9	5,5
SO₄	26	7,8	37,1	15,1	6,1	28	11,2	26,2	16,3	3,8	26	4,1	23,0	12,9	4,0	28	5,2	21,5	12,4	3,3
Cl	26	12,7	41,4	24,8	8,9	28	10,3	42,7	24,8	7,4	26	11,4	34,7	21,4	6,6	28	9,7	30,3	22,4	5,2
TH	26	38,5	171,5	99,8	35,6	28	62,0	224,5	112,6	30,1	26	20,0	44,5	33,9	6,9	28	55,0	146,5	86,0	22,8
TAC	26	34,0	256,0	125,8	68,8	28	62,0	215,0	144,7	46,0	26	15,0	92,0	29,6	17,7	28	46,0	186,0	104,4	38,5
Na	26	1,3	16,5	8,5	3,0	28	6,5	17,0	9,5	2,7	26	5,7	14,3	8,4	2,5	28	5,2	15,1	8,4	2,6
K	26	1,4	9,3	3,3	2,0	28	1,7	5,6	2,9	1,0	26	3,3	18,7	6,8	4,8	28	2,1	7,2	3,6	1,2
Mg	26	1,6	5,4	3,9	1,0	28	3,4	5,5	4,2	0,5	26	3,8	7,2	4,8	0,8	28	4,0	5,8	4,9	0,4
Ca	26	28,2	112,8	68,0	28,9	28	41,9	99,3	79,3	18,4	26	10,0	18,3	12,2	1,8	28	20,9	82,1	56,6	13,6
Si	26	2,1	5,6	4,4	0,8	28	3,5	5,4	4,3	0,5	26	4,8	9,5	6,0	1,3	28	3,6	6,8	4,5	0,7
Turb	26	3,6	35,8	15,8	7,7	28	5,2	33,7	11,9	8,0	26	9,4	55,9	23,1	12,2	28	4,2	39,6	14,3	7,8
MES	26	0,1	70,3	18,9	17,4	28	0,2	55,6	12,9	13,1	26	1,3	48,0	22,0	13,8	28	1,3	40,0	13,3	8,7
COT	26	2,36	11,88	5,88	2,38	28	1,07	6,94	3,36	1,68	26	3,82	22,25	7,69	4,31	28	1,21	7,27	3,46	1,26
UV254	26	0,082	0,478	0,240	0,109	28	0,044	0,392	0,145	0,093	26	0,152	0,999	0,362	0,223	28	0,057	0,325	0,151	0,062

Unités : mg/L (O₂, NO₃, SO₄, Cl, Na, K, Mg, Ca, Si, MES, COT) ; mgCaCO₃/L (TH, TAC) ; cm (Haut) ; °C (T) ; µS/cm (Cond) ; mV (E) ; µg/L (NH₄) ; NTU (Turb) ; cm⁻¹ (UV254)

ANNEXE 4

Graphes de températures estivales



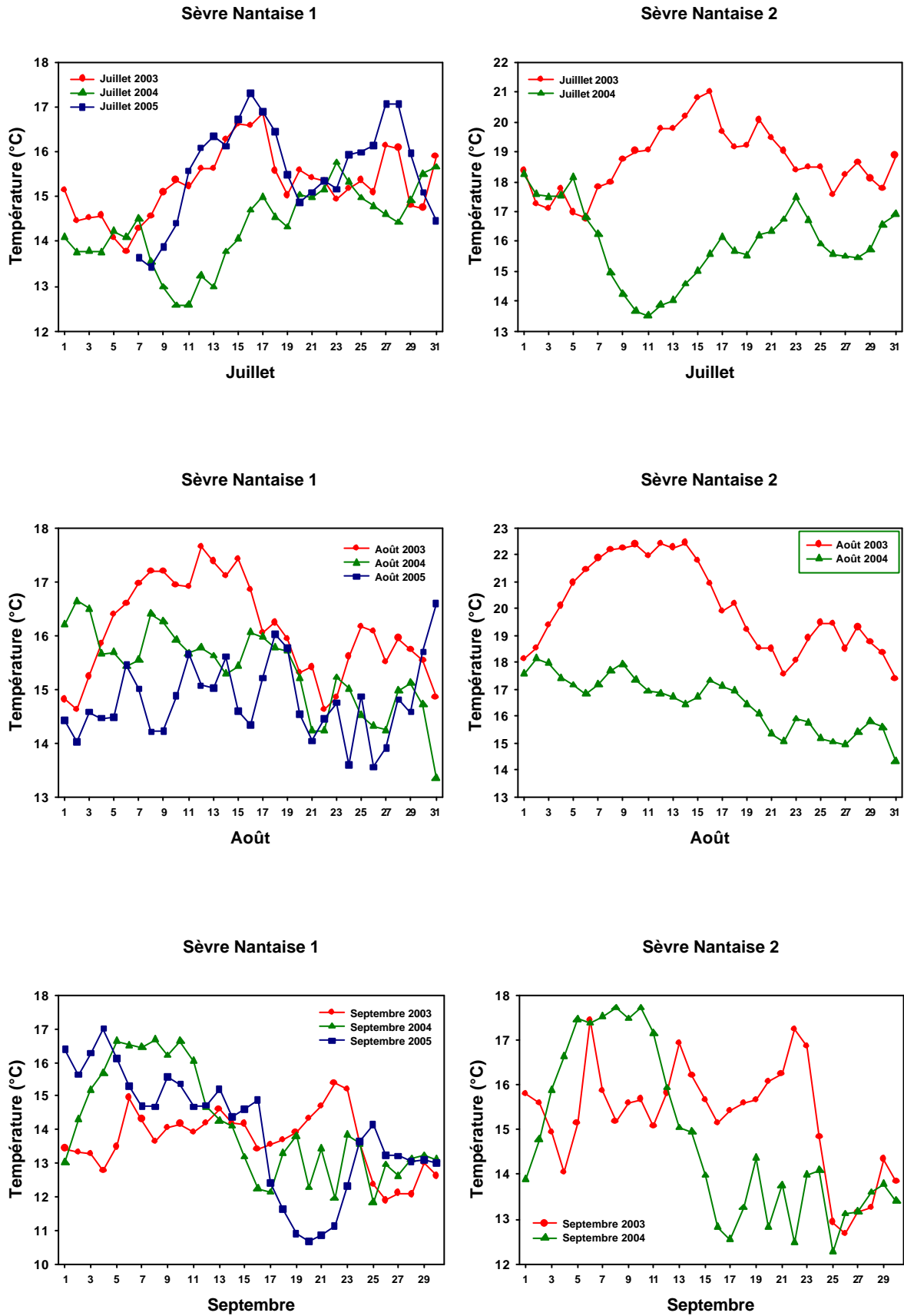


Figure A4-1 : Températures moyennes journalières sur l'ensemble des stations étudiées pendant les mois de juillet, août et septembre 2003, 2004 et 2005.

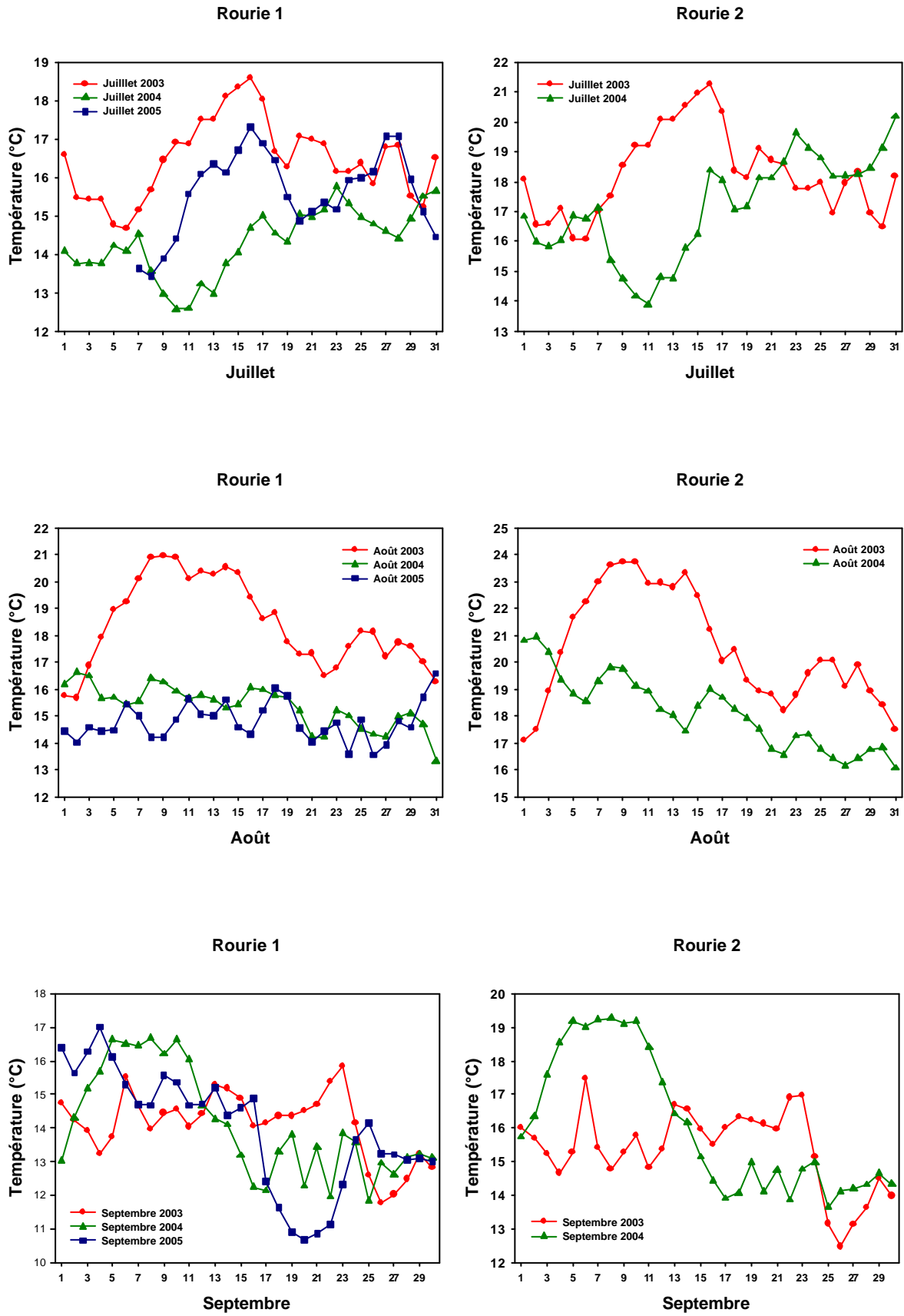


Figure A4-1 : Suite.

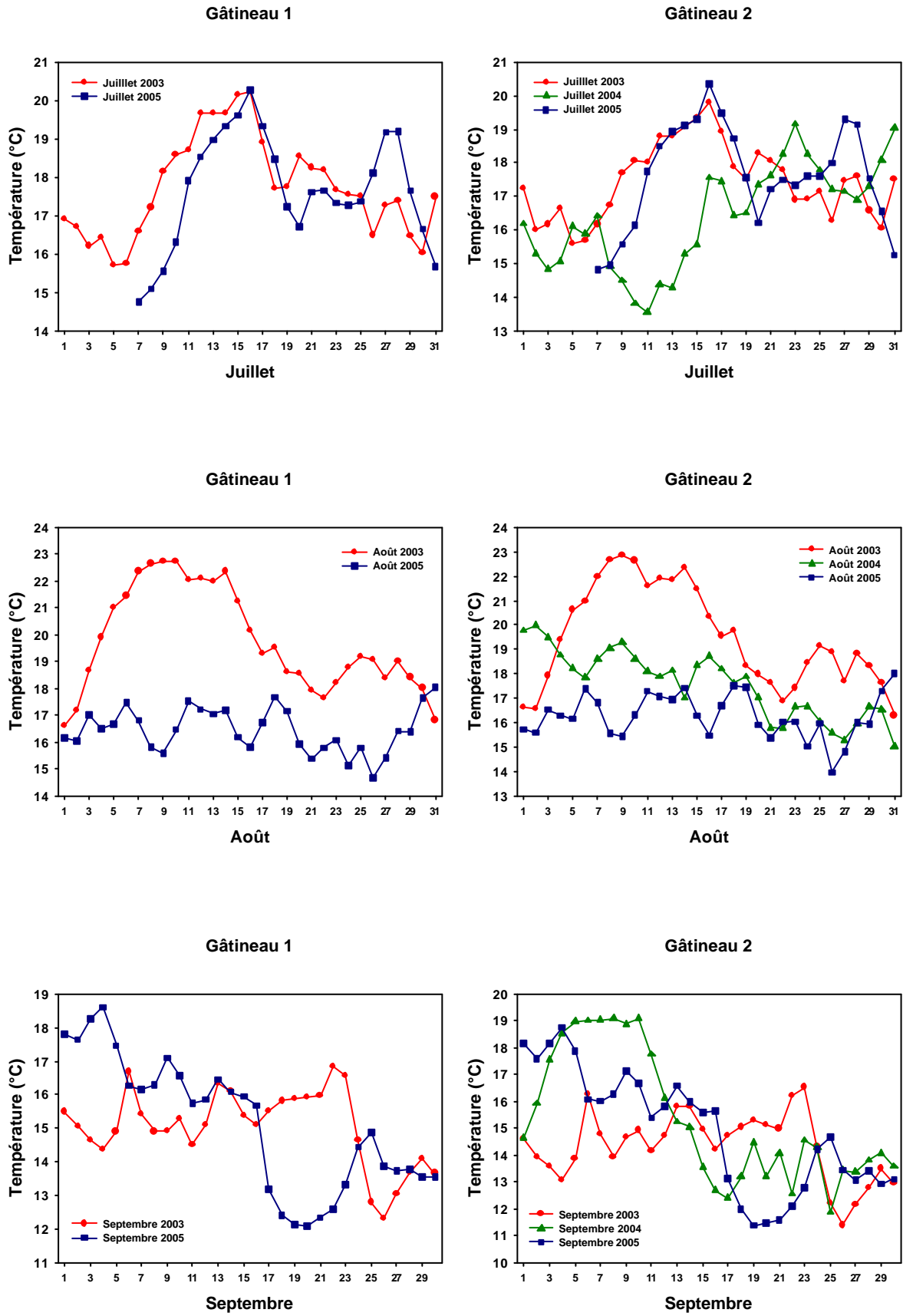


Figure A4-1 : Suite.

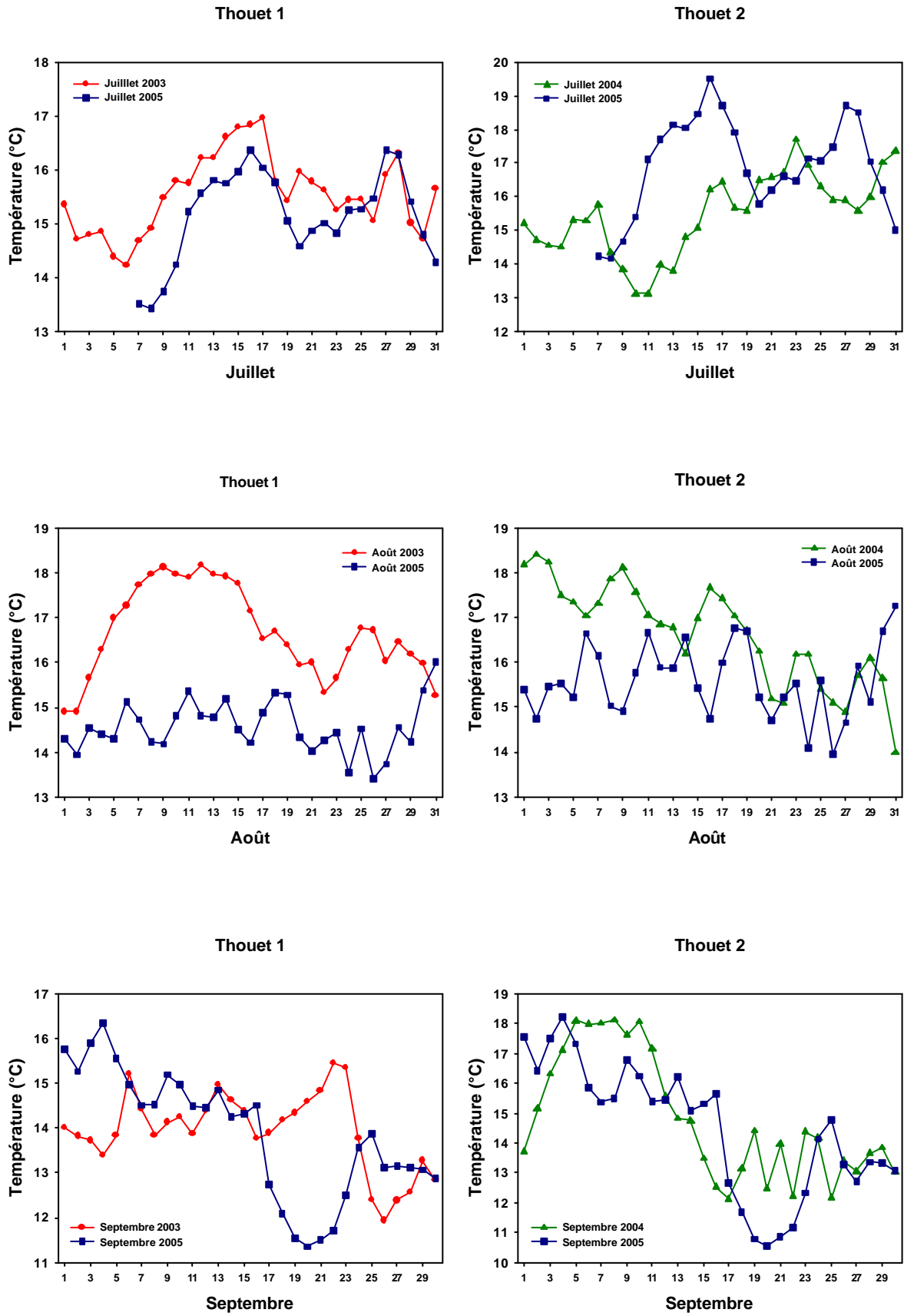


Figure A4-1 : Suite.

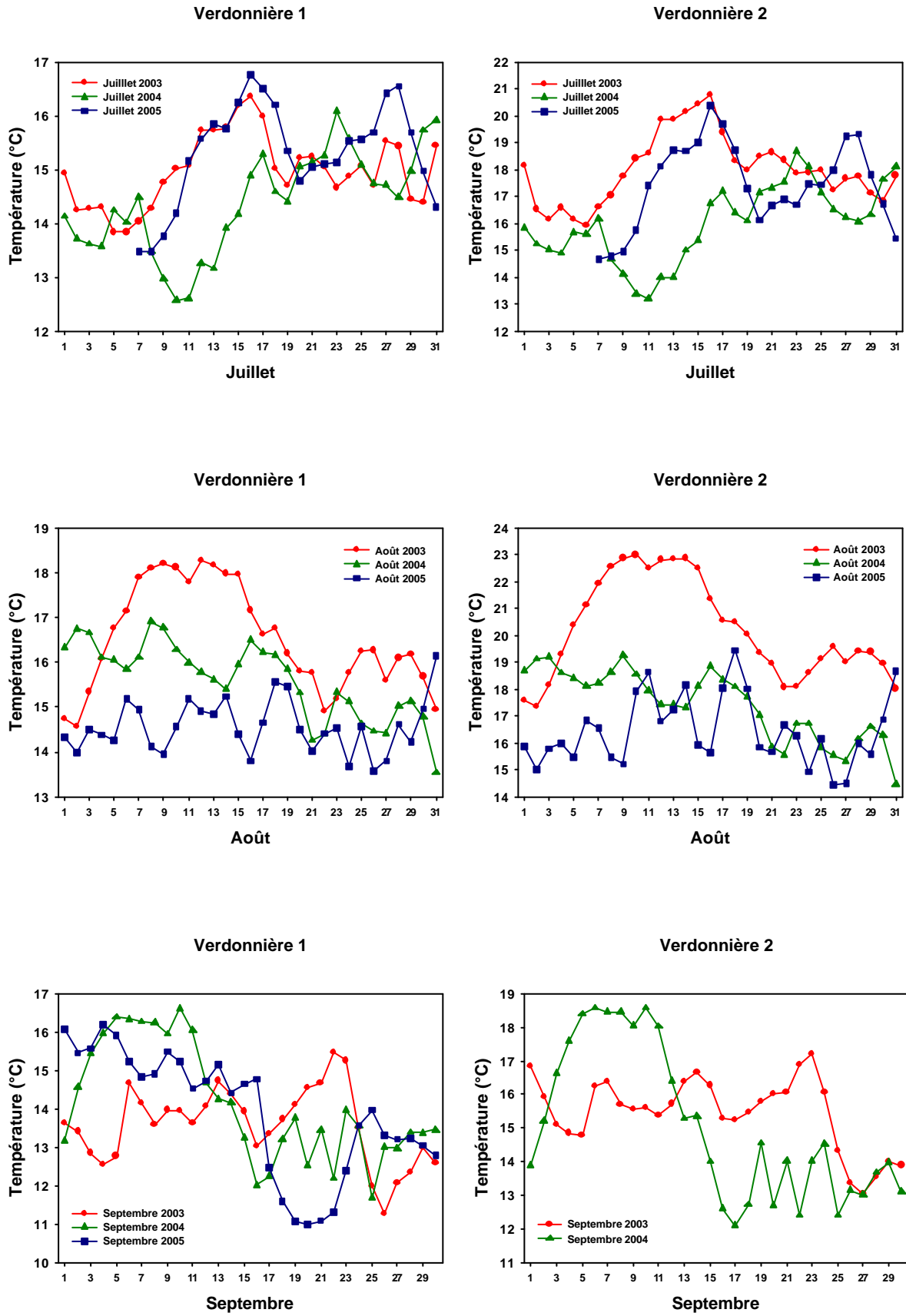


Figure A4-1 : Suite.

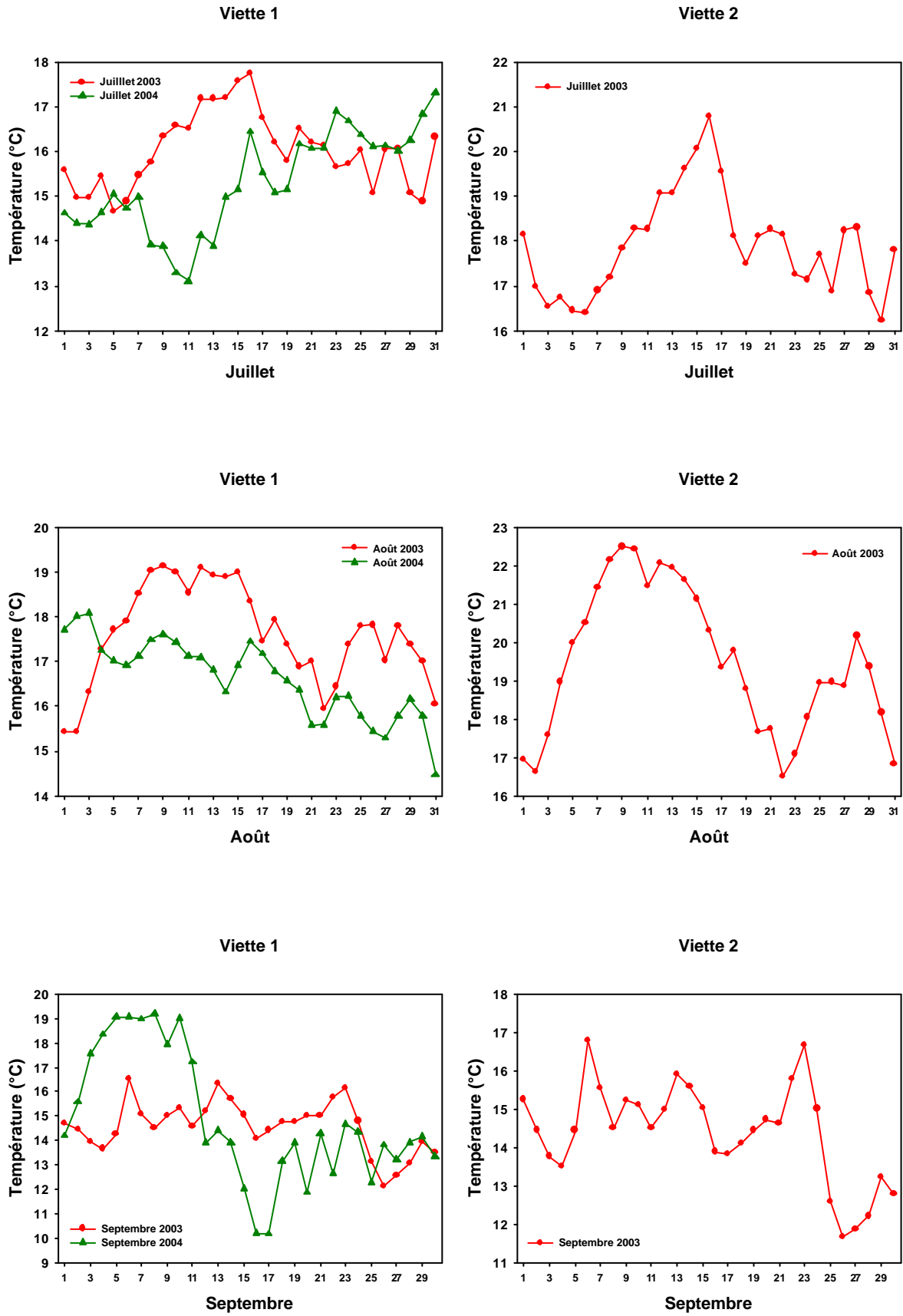


Figure A4-1 : Suite.

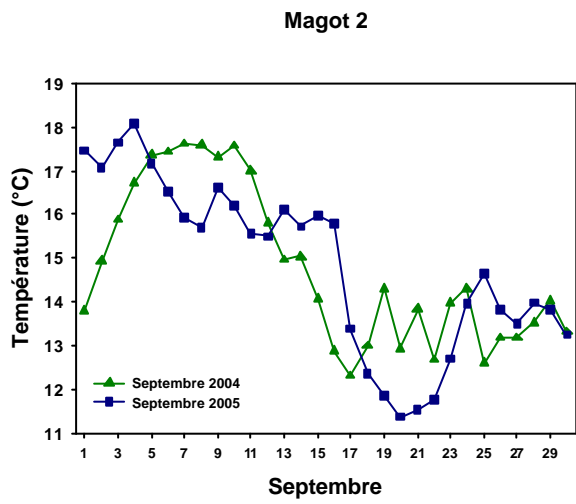
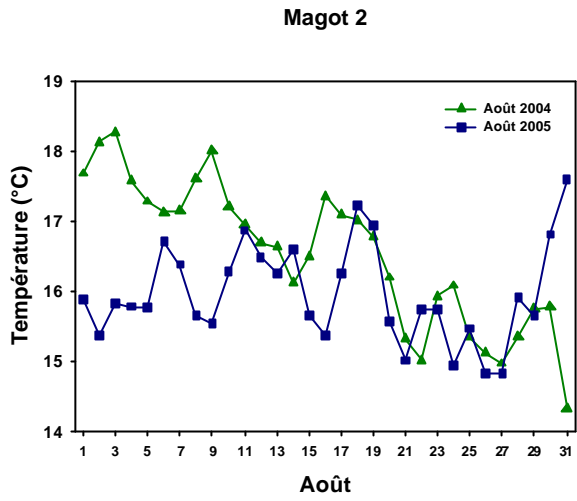
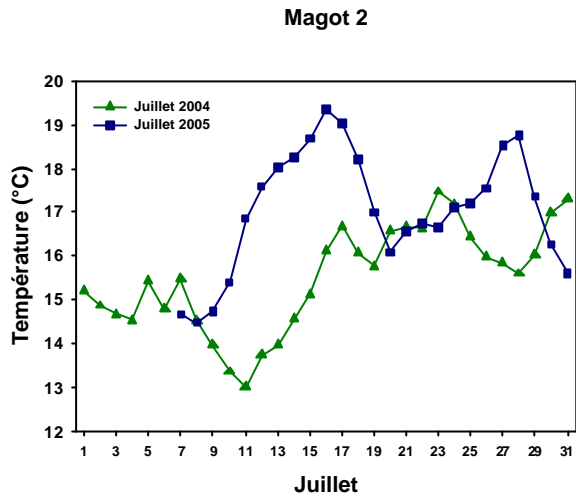
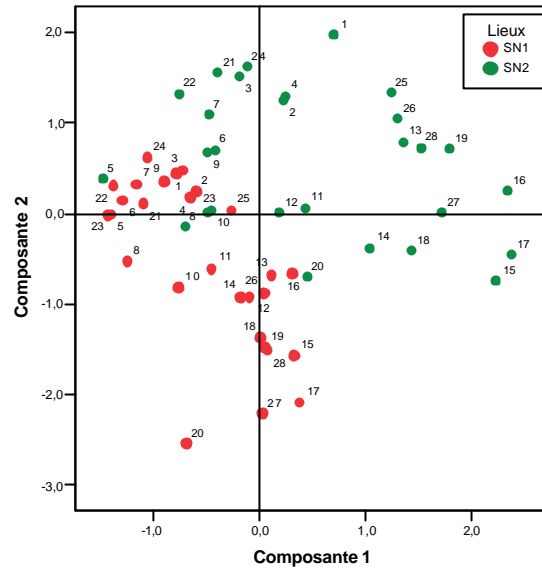
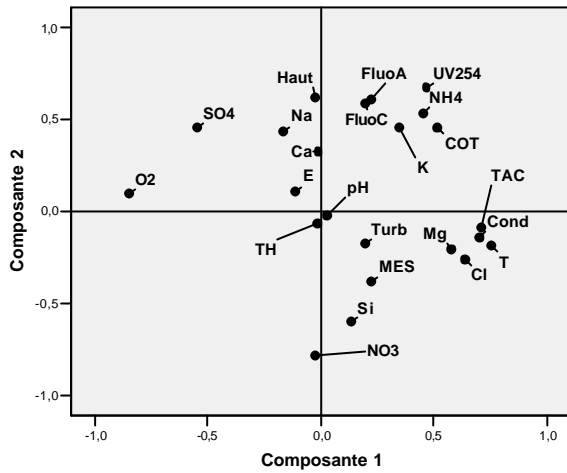


Figure A4-1 : Suite.

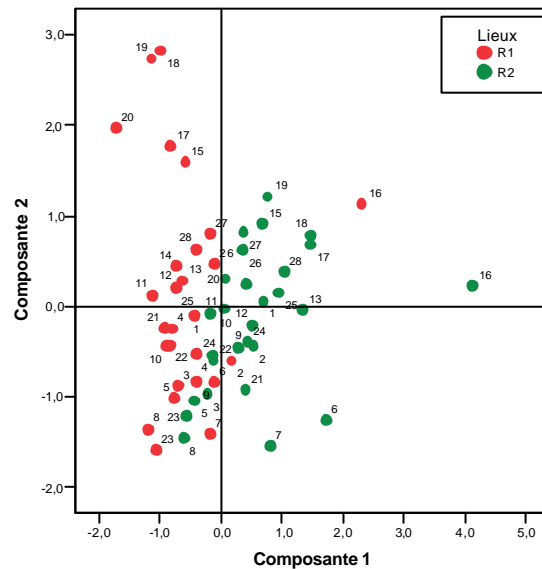
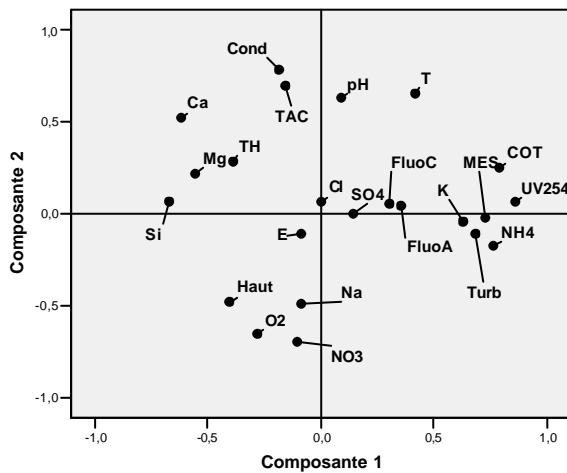
ANNEXE 5

Acp individuelles de sept ruisseaux



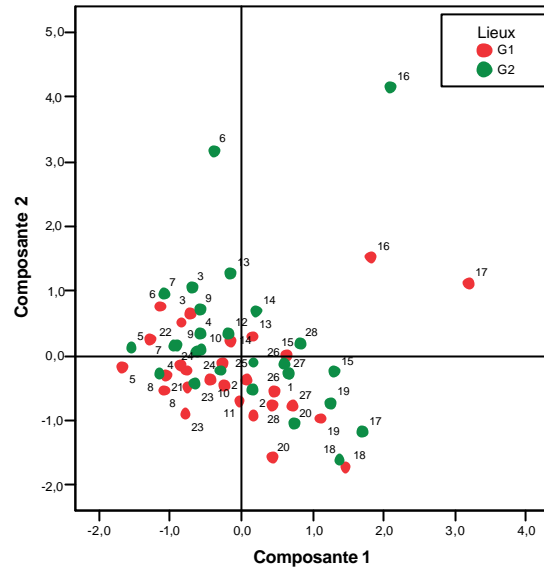
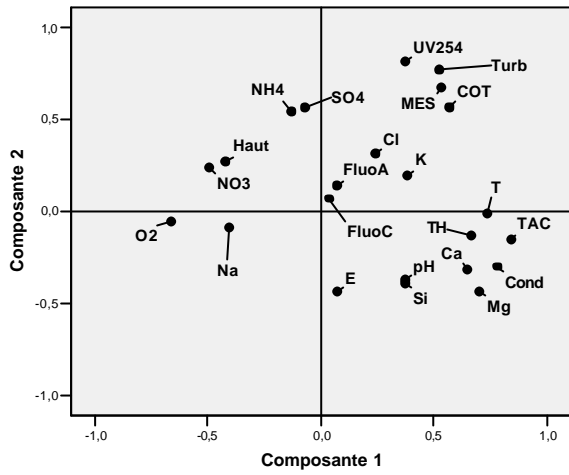


Sèvre Nantaise (CP1 : 19,1% ; CP2 : 18,0%)

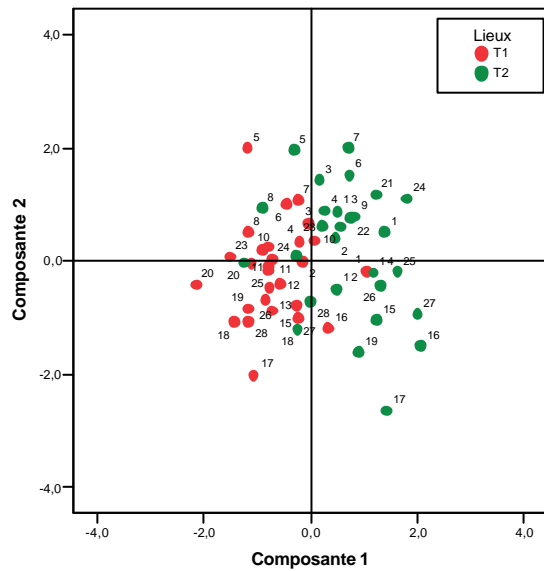
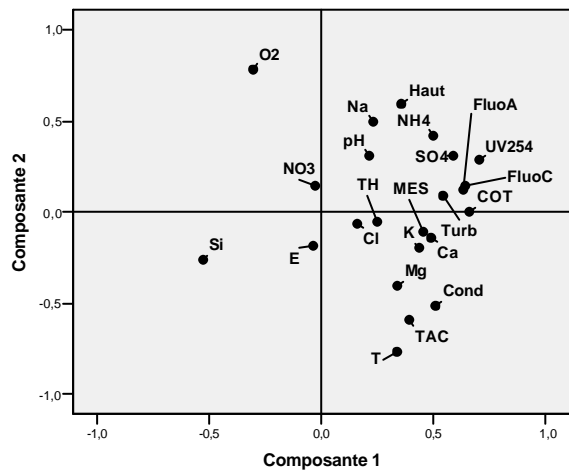


Rourie (CP1 : 23,4% ; CP2 : 16,9%)

Figure A5-1 : Projections dans le premier plan principal des 23 paramètres mesurés sur chacun des cours d'eau et représentations des sites amont et aval en fonction des deux composantes principales définies. Les nombres de 1 à 28 correspondent aux différentes dates de prélèvements. CP1 et CP2 désignent respectivement les pourcentages de variance expliquée par chacune des composantes 1 et 2.

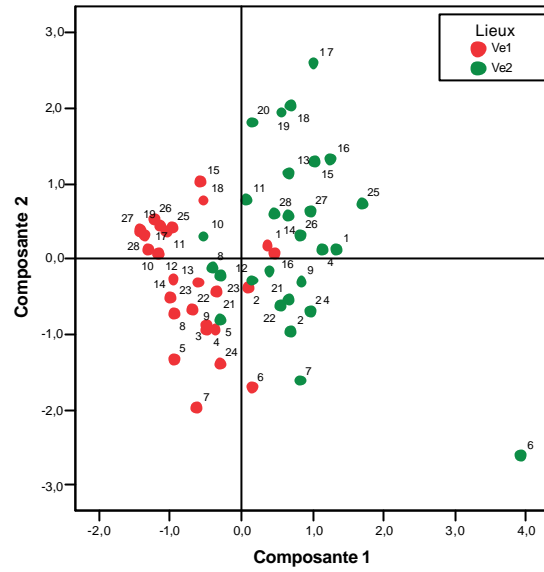
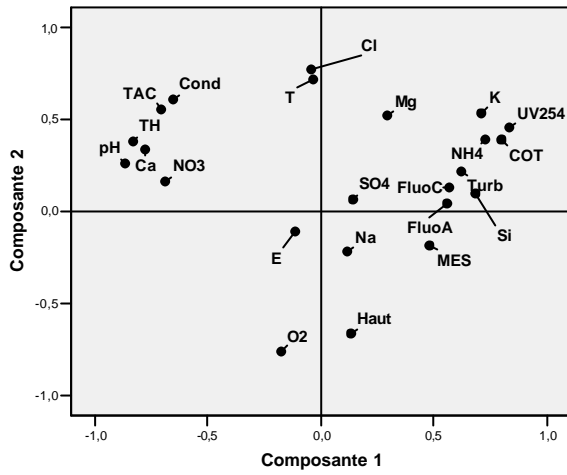


Gâtineau (CP1 : 25,3% ; CP2 : 16,8%)

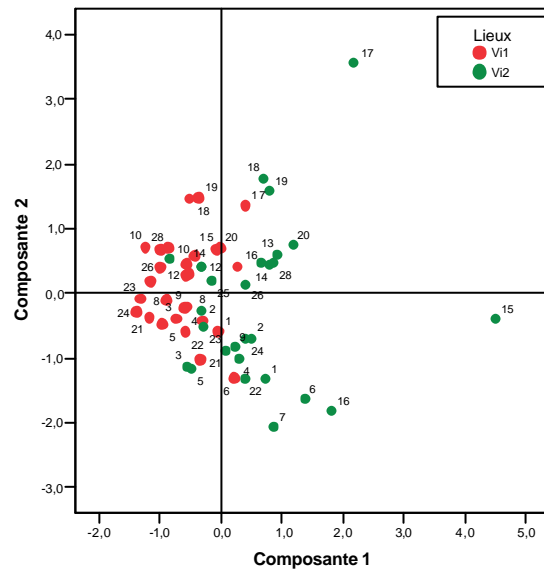
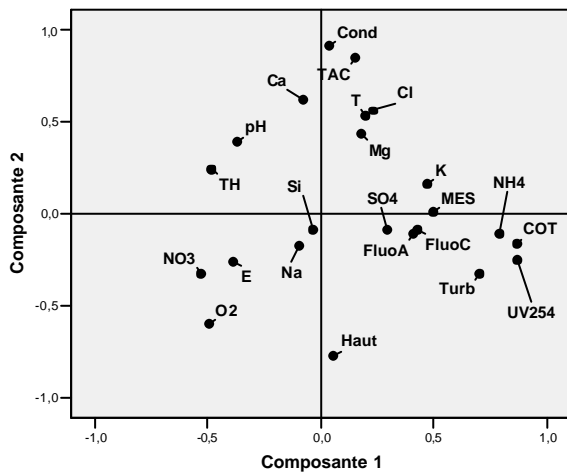


Thouet (CP1 : 19,8% ; CP2 : 14,2%)

Figure A5-1 : Suite.

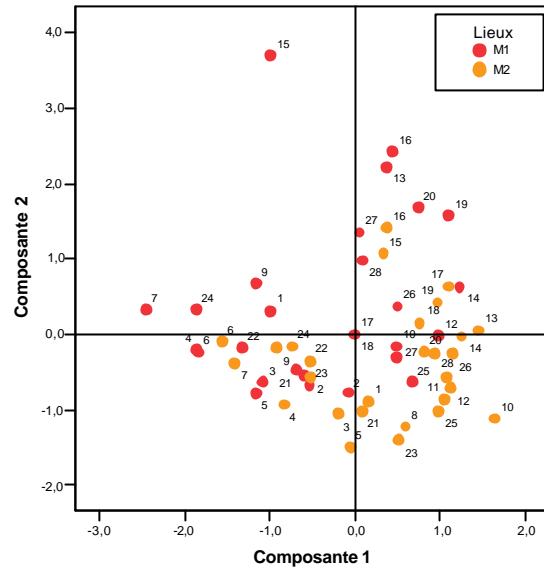
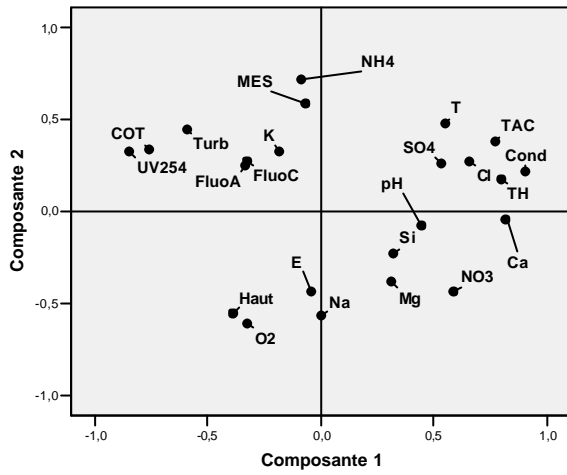


Verdonnière (CP1 : 22,1% ; CP2 : 19,1%)

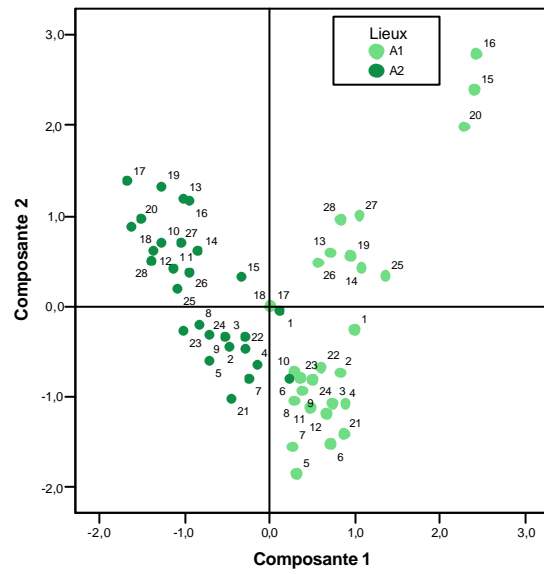
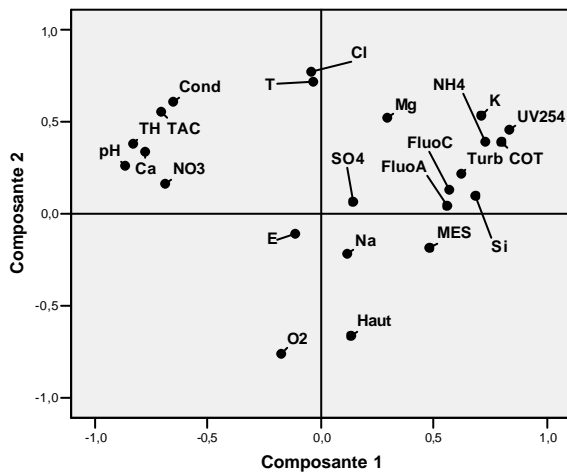


Viette (CP1 : 20,7% ; CP2 : 19,1%)

Figure A5-1 : Suite.



Magot (CP1 : 29,1% ; CP2 : 16,2%)



Auxance (CP1 : 33,7% ; CP2 : 19,2%)

Figure A5-1 : Suite.

ANNEXE 6

Acp et macroinvertébrés



Tableau A6-1 : Coefficients de corrélation entre les 40 taxons les plus couramment rencontrés sur nos sites et les quatre premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras. La variance totale expliquée par chacun des axes est précisée dans la dernière ligne.

	Composante 1	Composante 2	Composante 3	Composante 4
<i>Neritidae</i>	0,939	0,006	-0,079	0,090
<i>Calopterygidae</i>	0,809	0,272	0,134	0,071
<i>Ancylidae</i>	0,800	0,079	0,024	0,057
<i>Elmidae</i>	0,747	-0,082	0,350	0,025
<i>Polycentropodidae</i>	0,666	-0,111	-0,092	-0,042
<i>Goeridae</i>	-0,036	0,875	-0,050	0,044
<i>Sericostomatidae</i>	0,150	0,832	-0,041	0,099
<i>Tabanidae</i>	0,222	0,801	0,140	-0,080
<i>Dixidae</i>	0,062	0,674	0,052	0,075
<i>Glossosomatidae</i>	-0,162	0,582	-0,006	-0,181
<i>Empididae</i>	-0,086	0,555	0,037	0,152
<i>Aselidae</i>	-0,094	-0,036	0,790	-0,092
<i>Leptoceridae</i>	0,101	-0,036	0,750	0,035
<i>Hydropsychidae</i>	0,040	-0,080	0,733	0,067
<i>Athericidae</i>	0,220	-0,124	0,695	0,038
<i>Spaeriidae</i>	-0,096	0,090	0,662	0,066
<i>Sialidae</i>	-0,137	-0,015	0,644	-0,128
<i>Erpobdellidae</i>	-0,042	0,025	0,086	0,916
<i>Glossiphonidae</i>	0,349	0,023	0,081	0,817
<i>Psychodidae</i>	-0,104	0,026	-0,031	0,751
Oligochètes	-0,158	0,149	0,363	0,698
<i>Nemouridae</i>	-0,121	-0,131	-0,238	-0,053
<i>Leuctridae</i>	0,039	-0,128	0,298	-0,040
<i>Limnephilidae</i>	-0,146	0,102	0,004	-0,229
<i>Psychomiidae</i>	-0,110	0,221	-0,027	-0,311
<i>Rhyacophylidae</i>	-0,007	0,034	-0,130	0,095
<i>Baetidae</i>	0,076	0,022	-0,246	-0,045
<i>Ephemerellidae</i>	-0,068	-0,057	-0,182	0,017
<i>Ephemeridae</i>	0,184	0,328	-0,101	-0,190
<i>Heptegeniidae</i>	-0,147	0,251	-0,156	-0,194
<i>Leptophlebiidae</i>	-0,142	-0,062	-0,376	-0,151
<i>Limoniidae</i>	-0,216	0,380	-0,236	-0,146
<i>Ptychopteridae</i>	-0,169	0,001	-0,151	-0,173
<i>Simuliidae</i>	0,227	0,247	-0,213	0,140
<i>Chironomidae</i>	-0,102	0,145	-0,177	0,422
<i>Cordulegasteridae</i>	-0,024	0,303	0,014	-0,275
<i>Gammaridae</i>	0,058	0,328	-0,002	-0,286
<i>Hydrobiidae</i>	0,424	-0,120	-0,066	-0,083
<i>Corixidae</i>	0,371	0,113	0,117	0,079
<i>Planariidae</i>	-0,061	0,150	0,131	-0,296
% variance expliquée	12,3	10,6	8,8	8,0
Cumul variance expl.		22,9	31,7	39,7

Tableau A6-2 : Coefficients de corrélation entre les 15 familles d'ETP (Ephéméroptères, Trichoptères, Plécoptères) les plus couramment rencontrées sur nos sites et les quatre premiers axes principaux. Les valeurs des coefficients supérieures à 0,500 sont repérées en gras. La variance totale expliquée par chacun des axes est précisée dans la dernière ligne.

	Composante 1	Composante 2	Composante 3	Composante 4
<i>Sericostomatidae</i>	0,889	-0,022	0,072	-0,060
<i>Ephemeridae</i>	0,617	-0,055	-0,170	0,123
<i>Goeridae</i>	0,762	-0,046	0,251	-0,231
<i>Hydropsychidae</i>	-0,064	0,935	0,026	-0,002
<i>Leptoceridae</i>	-0,034	0,932	-0,008	0,008
<i>Glossosomatidae</i>	0,473	-0,036	0,745	-0,176
<i>Heptageniidae</i>	0,280	0,015	0,578	0,283
<i>Baetidae</i>	0,191	-0,076	-0,089	0,751
<i>Ephemerellidae</i>	-0,025	-0,014	0,068	0,669
<i>Leuctridae</i>	-0,019	0,475	-0,177	-0,146
<i>Limnephilidae</i>	-0,027	-0,120	0,496	-0,001
<i>Polycentropodidae</i>	-0,021	-0,082	-0,450	-0,231
<i>Psychomyiidae</i>	-0,157	-0,089	0,464	-0,151
<i>Rhyacophilidae</i>	-0,171	-0,011	-0,032	0,362
<i>Leptophlebiidae</i>	-0,079	-0,126	0,343	0,494
% variance expliquée	17,8	13,3	11,2	8,8
Cumul variance expl.		31,1	42,3	51,1

RESUMÉ

De novembre 2002 à décembre 2005, l'habitat préférentiel de l'écrevisse indigène à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) a été défini dans le « pays de Gâtine » (Deux-Sèvres, France). Pour cette étude, huit cours d'eau, répartis dans quatre bassins hydrographiques différents, ont été sélectionnés. Sur chaque ruisseau, deux points de prélèvement ont été choisis : le premier, le plus en amont, était situé au niveau de la population d'*A. pallipes* et le second, 2 à 3 km en aval, était dépourvu d'écrevisse à pattes blanches. Vingt-trois paramètres physico-chimiques, concernant les composantes minérale et organique de l'eau, ont été très régulièrement mesurés et quatre prélèvements de la faune de macroinvertébrés benthiques ont été réalisés. Ce suivi a permis d'acquérir une importante base de données pour caractériser les tolérances d'*A. pallipes* vis-à-vis de certains paramètres ce qui nous a conduit à discuter son statut de bioindicateur de la qualité des eaux. L'utilisation d'analyses multivariées (Analyse en Composantes Principales majoritairement) a montré (i) que la matière organique serait un des facteurs discriminants dans la présence/absence d'*A. pallipes* et (ii) que, précisément, la présence d'*A. pallipes* est associée à celle de familles de macroinvertébrés les plus sensibles aux pollutions organiques. L'ACP a aussi permis de réduire considérablement le nombre de paramètres abiotiques et biotiques informatifs. De plus, l'utilisation de ces paramètres sélectionnés pour modéliser par Réseaux de Neurones Artificiels (RNA) la présence/absence d'*A. pallipes* a fourni des résultats satisfaisants et prometteurs en terme de gestion et de conservation de cette espèce menacée.

Mots clefs : *Austropotamobius pallipes*, qualité de l'eau, macroinvertébrés benthiques, ACP, RNA.

ABSTRACT

From November 2002 to December 2005, the preferential habitat of the indigenous white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) was determined in the "Pays de Gâtine" (Deux-Sèvres, France). For this study, eight brooks, from four different catchments, were selected. Two sampling sites were monitored per brook; the first being where the population was present and the second 2 to 3 km downstream of the population. Twenty-three physico-chemical parameters, concerning both mineral and organic water components, were regularly measured as well as four samplings of benthic macroinvertebrate fauna. This study made it possible to build up a large data base characterizing the tolerance levels of *A. pallipes* with respect to certain parameters, which led us to discuss its status as a bioindicator of water quality. The use of multivariate analysis (mainly Principal Component Analysis) showed (i) that organic matter seems to discriminate *A. pallipes* presence/absence and (ii) that *A. pallipes* presence is closely associated with the occurrence of some families of macroinvertebrates which are very sensitive to organic pollution. PCA also permitted us to considerably reduce the number of abiotic and biotic parameters considered. In addition, the use of these selected parameters to model *A. pallipes* presence/absence with Artificial Neural Networks (ANN) showed interesting and promising results for the management and the conservation of this threatened species.

Key words: *Austropotamobius pallipes*, water quality, benthic macroinvertebrates, PCA, ANN.