Zeitschrift: Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles

Herausgeber: Société Vaudoise des Sciences Naturelles

Band: 87 (2000-2001)

Heft: 2

Artikel: Pesticides et diversité zu zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud : campagne 1998 et 1999

Autor: Lang, Claude / Strawczynski, Andrés / Vioget, Philippe

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-281394

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 21.08.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 87.2: 93-107. ISSN 0037-9603

Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud: campagnes 1998 et 1999

par

Claude LANG[1,2], *Andrés STRAWCZYNSKI*[1] *et Philippe VIOGET*[1]

Abstract.–LANG C., STRAWCZYNSKI A., VIOGET P., 2000. Pesticides and zoobenthic diversity in 23 rivers of western Switzerland: the 1998 and 1999 surveys. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 87.2*: 93-107.
In 1998 and 1999, 55 pesticides have been searched in the water of 30 sites located in 23 rivers of western Switzerland (canton of Vaud). A total of 21 pesticides were detected and their concentrations were often above the Swiss legal limit of 100 ng/l. An index of pollution was computed for each site by combining the occurrence and the concentrations of the 13 most widespread pesticides. This index was negatively correlated with the diversity of zoobenthos, especially that of Plecoptera, Heptageniidae, and case bearing Trichoptera. This inverse relationship could explain why in some rivers the diversity failed to increase several years after the completion of sewage treatement plants.

Keywords: diversity, pesticides, river, water quality, zoobenthos.

Résumé.– LANG C., STRAWCZYNSKI A., VIOGET P., 2000. Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud: campagnes 1998 et 1999. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 87.2*: 93-107.
En 1998 et 1999, 55 pesticides ont été recherchés dans l'eau de 30 sites localisés dans 23 rivières du canton de Vaud. En tout, 21 pesticides ont été détectés et leurs concentrations dépassent souvent la limite légale suisse de 100 ng/l. Un indice de pollution a été

[1]Service des eaux, sols et assainissement, ch. des Boveresses 155, CH-1066 Epalinges, Suisse. claude.lang@ sesa.vd.ch
[2]Anciennement à la Conservation de la faune, Marquisat 1, CH-1025 St-Sulpice, Suisse.

CODEN: BSVAA6

© Société vaudoise des Sciences naturelles
Droits de reproduction réservés

calculé pour chaque site en combinant la fréquence et la concentration des 13 pesticides les plus répandus. Cet indice est négativement corrélé avec la diversité du zoobenthos, en particulier celle des plécoptères, des heptagéniidés et des trichoptères à fourreau. Cette relation inverse pourrait expliquer pourquoi la diversité du zoobenthos n'augmente pas dans certaines rivières plusieurs années après la mise en service des stations d'épuration.

Mots-clés: diversité, pesticides, rivière, qualité de l'eau, zoobenthos.

Introduction

La restauration et la conservation de la diversité des communautés aquatiques dans l'espace et le temps constituent un des buts fondamentaux de l'hydrobiologie appliquée (Wright *et al.* 1998). En effet, la diversité des communautés d'invertébrés qui colonisent le fond des cours d'eau (zoobenthos) diminue en fonction de la nature et de l'intensité des perturbations d'origine humaine subies (Hellawell 1986). Cette diminution est particulièrement marquée chez les plécoptères, certains éphéméroptères et les trichoptères à fourreau d'où l'utilisation de ces groupes comme indicateurs (Fore *et al.* 1996).

Dans les rivières du canton de Vaud, la diversité des plécoptères a fortement diminué entre 1945 et 1982 à basse altitude alors qu'elle ne changeait guère dans les rivières de montagne, restées proches de l'état naturel (Aubert 1984). Ce gradient de diversité amont-aval reflète l'augmentation des impacts d'origine humaine à basse altitude (Lang et Reymond 1993, 1995), en particulier dans les zones où la densité de population est élevée (Statzner et Sperling 1993). De plus, comme le bassin versant et la rivière qui le draine forment un tout (Hynes 1975), la dégradation du caractère naturel des bassins versants à basse altitude peut aussi expliquer celle de la diversité. Enfin, l'évolution à long terme du zoobenthos est influencée par la météorologie (Allan 1995). Par exemple, la sécheresse de 1989 qui a réduit le débit des cours d'eau vaudois et augmenté ainsi la concentration des polluants, a fait diminuer la diversité du zoobenthos en 1990 (Lang 2000).

Entre 1982 et 1999, l'épuration des eaux s'est généralisée et les performances des stations d'épuration se sont améliorées dans le canton de Vaud (Fiaux *et al.* 2000). De ce fait, les quantités de matière organique et de nutriments minéraux déversées dans les cours d'eau ont diminué. La diversité du zoobenthos a généralement augmenté en réponse à cette amélioration de la qualité chimique de l'eau (Lang 2000). Cependant, même si la composition chimique de l'eau redevient satisfaisante en termes d'éléments majeurs (matière organique, phosphore et azote), la diversité du zoobenthos n'augmente pas dans la partie aval de certains cours d'eau où divers micropolluants ont été détectés (Corvi et Khim-Heang 1997, Vioget et Strawczynski 1997).

Les concentrations observées, bien que généralement inférieures à la limite de 100 ng/l fixée par l'ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998, pourraient tout de même influencer le zoobenthos en perturbant le cycle vital de certaines espèces (SCHULZ et LIESS 1995, 2000).

La présente étude a pour but de mettre en évidence la présence et les concentrations de pesticides dans l'eau de 23 rivières vaudoises et d'évaluer leurs effets sur la diversité du zoobenthos à partir de deux campagnes de prélèvements effectuées en 1998 et 1999.

STATIONS ET MÉTHODES

Les 30 stations de prélèvements visitées sont réparties dans 23 rivières (tableau 2). Les analyses chimiques ont été réalisées dans chaque station à partir de prélèvements d'eau cumulés sur 24 heures ou sur une semaine. Les prélèvements sont en général effectués une fois par mois entre mars et octobre (soit 8 prélèvements par an) pendant la période de traitement des cultures par les pesticides. Les 55 pesticides recherchés (annexe 1) sont analysés par chromatographie en phase gazeuse (1998) et/ou liquide (1998 et 1999) par le laboratoire du service de la protection de l'environnement du canton de Neuchâtel. Les méthodes utilisées sont adaptées des normes EPA 625(1984) et DIN 38407-F12 (1993). Un volume connu de l'échantillon filtré (1 litre) est extrait sur le tube d'extraction en phase solide (SPE) et les pesticides adsorbés sont récupérés dans un solvant (acétone ou acétonitrile) afin d'être analysés par chromatographie en phase gazeuse avec spectromètre de masse (1998) et/ou liquide avec détecteur à barrette de diodes (1998 et 1999). Le phosphore, l'azote et la matière organique sont analysés respectivement par des méthodes spectrophotométriques, dérivées de celles décrites dans les directives fédérales (Département Fédéral de l'Intérieur 1983), et avec un analyseur de carbone (méthode par combustion catalytique, CLESCERI *et al.* 1989).

Afin d'exprimer de façon synthétique les résultats chimiques et de pouvoir ainsi les comparer aux résultats biologiques, un indice de contamination par les pesticides dans les rivières vaudoises (PESTRIV) est calculé pour chaque station et pour chaque année à partir de la formule suivante:

$$\text{PESTRIV} = \%\ \text{pesticides détectés} + 2*(\%\ \text{pesticides dépassant 100 ng/l})$$

Les pourcentages sont calculés à partir des 13 pesticides les plus fréquemment rencontrés (tableau 1). La valeur de l'indice peut varier théoriquement entre 0 (aucun des 13 pesticides n'est détecté) et 300 (les 13 pesticides sont présents à des concentrations dépassant 100 ng/l). La formule de l'indice tient

Tableau 1.–Liste et fréquences des pesticides choisis pour calculer l'indice PESTRIV. n = nombre de prélèvements d'eau analysés.

Pesticide	1998 (n = 77)		1999 (n = 73)	
	Détections	> 100 ng/l	Détections	> 100 ng/l
Atrazine	72	31	57	34
Atrazine-desethyl	23	0	47	3
Carbendazim	0	0	2	1
Carbofuran	10	4	-	-
Diuron	14	4	9	6
Isoproturon	25	15	34	17
Linuron	9	5	0	0
Metamitron	10	0	17	8
Metolachlor	10	8	0	0
Napropamide	9	6	8	3
Pirimicarb	8	0	0	0
Simazine	64	16	36	11
Terbuthylazine	60	4	22	4

compte du fait que le risque d'observer des effets toxiques par synergie augmente avec le nombre de pesticides présents et que le cycle vital des invertébrés peut être gravement perturbé par des concentrations bien inférieures à 100 ng/l (SCHULZ et LIESS 1995, 2000). De plus, le doublement du nombre de concentrations dépassant le seuil légal suisse des 100 ng/l permet d'attribuer plus de poids à ce facteur dans le calcul de l'indice. Notons que la méthode est sensible à l'avancement des techniques analytiques puisqu'un abaissement des limites de détection induit une augmentation des valeurs de l'indice. L'indice PESTRIV a été mis au point parce qu'une recherche extensive de la littérature n'a pas permis d'y trouver une façon synthétique d'exprimer la contamination par les pesticides.

Les analyses biologiques n'ont été effectuées que dans 25 des 30 stations visitées. Cinq stations situées dans la Brinaz, le Buron, le Canal Occidental, le Canal Oriental et la Thielle ne se prêtent en effet pas aux prélèvements de zoobenthos. Les 25 stations retenues sont localisées dans la zone à truite de Huet et le rithron d'Illies, donc dans une écorégion relativement homogène (RIBAUT 1966). Toutes les stations renferment des surfaces de cailloux balayées par le courant (zone de rapides) d'au moins 20 m^2 ce qui permet de prélever toujours dans le même substrat. Aucune station n'est directement exposée aux rejets polluants d'une station d'épuration ou d'un important égout afin de pouvoir évaluer la situation générale de la rivière en l'absence de pollutions ponctuelles bien marquées.

Tableau 2.–Valeurs de l'indice de pollution (P) par les pesticides et de la diversité du zoobenthos (indice RIVAUD, R) dans les 30 stations visitées

Rivière	Site		1998 Pesticides dét. (%)	> 0.1µg (%)	P	R	1999 Pesticides dét. (%)	> 0.1µg (%)	P	R
Arnon	La Poissine	1	19	2	23	11				
Aubonne	Allaman, Le Coulet	2	23	2	27	13				
Boiron	Bois Billens	3					29	9	47	13
Boiron	Fontaine du Chasseur	4	30	7	44	14	13	1	15	14
Boiron	Moulin de Villars	5	31	10	51	8				
Boiron	Tolochenaz	6	38	19	76	5	33	16	65	8
Bressonne	Bressonnaz	7					21	6	33	13
Brinaz	Les Tuileries	8					28	21	70	
Broye	Brit	9					27	12	51	5
Broye	Domdidier	10					27	6	39	10
Buron	Yverdon	11					33	21	75	
Canal Occidental	Yverdon	12					13	10	33	
Canal Oriental	Yverdon	13					28	15	58	
Chamberonne	Université	14	41	16	73	3				
Dullive	Gland	15	29	7	43	5				
Grenet	Chatillens	16					12	4	20	15
Lutrive	Lutry	17					17	4	25	13
Mèbre	Chavannes-Renens	18					47	17	81	3
Mentue	La Mauguettaz	19					23	10	43	13
Morges	Morges	20	30	8	46	5				
Morges	Pont de Vaux	21	38	15	68	8				
Morges	Vufflens	22	37	11	59	7				
Orbe	Frontière	23	14	0	14	14				
Orbe	Sentier	24	9	4	17	16				
Paudèze	Pully	25					23	4	31	16
Promenthouse	Gland	26	34	5	44	12				
Sorge	Chavannes-Renens	27					25	6	37	6
Talent	Chavornay	28					31	10	51	9
Thielle	Yverdon	29	23	1	25					
Venoge	Ecublens, Les Bois	30	29	7	43	6				

Chaque station est visitée à deux reprises chaque année d'étude: la première fois en janvier-février, la seconde fois en mars-avril, c'est-à-dire pendant l'étiage d'hiver et avant la crue de printemps (LANG et REYMOND 1995). Au cours de chaque visite, six coups de filet sont donnés dans six différentes zones de cailloux (rapides) de la station, correspondant chacune à une surface prélevée d'environ 0.1 m^2. Le filet est posé sur le fond, son ouverture (20 cm x 20 cm) face au courant, de manière à ce que celui-ci y entraîne les invertébrés délogés en remuant le substrat avec le pied. Le prélèvement, constitué par tous les invertébrés récoltés dans ces six coups de filet, est immédiatement conservé sur place dans du formol 5 %.

En laboratoire, les invertébrés, séparés des sédiments et débris végétaux par des tamisages successifs (REYMOND 1995), sont identifiés et comptés jusqu'au niveau du genre, de la famille ou de la classe selon les groupes (TACHET *et al.* 1980). La liste combinée des taxons présents chaque année dans chaque station est ensuite dressée à partir des deux prélèvements effectués dans chacune d'elles, en ne comptant qu'une seule fois le même taxon observé dans les deux prélèvements de la même station. Touts les résultats présentés dans cet article sont basées sur la liste combinée des taxons présents la même année dans la même station.

Dans cette étude, la diversité des communautés d'invertébrés est estimée à partir de quatre descripteurs: (1) le nombre total de taxons (genre ou famille), (2) le nombre de taxons sensibles aux pollutions (plécoptères, heptagéniidés et trichoptères à fourreau), (3) l'indice RIVAUD (LANG et REYMOND 1995) calculé en additionnant les rangs attribués aux variables 1 et 2, (4) l'indice IBGN (AFNOR 1992) basé sur le nombre total de familles identifiées et la présence de certaines familles indicatrices. Les valeurs des indices RIVAUD et IBGN peuvent varier entre 0 (zoobenthos absent) et 20 (zoobenthos bien diversifié). Les diversités calculées ici ne sont pas basées sur des espèces mais sur des genres, des familles et même des classes. Cependant cette approche simplifiée peut être utilisée parce qu'il existe une corrélation très significative entre le nombre de familles et d'espèces présentes dans les rivières (WRIGHT *et al.* 1998). De plus, l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques donne souvent des résultats analogues qu'elle soit basée sur des identifications faites au niveau de la famille ou de l'espèce (FURSE *et al.* 1984).

Pour chaque station, les analyses chimiques des pesticides effectuées entre mars et octobre 1998 (périodes de traitement) sont comparées aux analyses biologiques effectuées entre janvier et avril 1999; de la même façon, nous avons considéré que les résultats chimiques obtenus entre mars et octobre 1999 ont influencé le zoobenthos récolté entre janvier et avril 2000. Les relations chimie-biologie sont d'abord analysées, variable par variable, au moyen de corrélations de rang de Spearman, puis au moyen d'une régression multiple pas à pas où la diversité du zoobenthos (exprimée de 4 façons différentes) est

prédite à partir de 6 variables chimiques décrivant la pollution par les pesticides (PESTRIV) et par les nutriments (phosphore, azote et matière organique). Les logarithmes décimaux des valeurs des variables chimiques sont utilisés dans le calcul de la régression.

Signalons enfin, pour interpréter les résultats obtenus en tenant compte de la météorologie, que le débit moyen annuel de la Venoge, utilisée comme rivière de référence, était de 3.3 m^3/s en 1998 et de 5.1 m^3/s en 1999, la moyenne 1985-1999 étant de 4.2 m^3/s (ORAND *et al.* 2000).

RÉSULTATS

Les tableaux 1 et 2 décrivent l'étendue de la contamination par les pesticides dans les rivières vaudoises étudiées. Les concentrations en nutriments sont indiquées dans l'annexe 2. Aucun échantillon analysé n'est exempt de pesticides. L'Orbe à la frontière franco-suisse constitue le site le moins contaminé de notre étude et les sites les plus pollués s'observent dans le bas du Boiron de Morges, dans la Chamberonne, la Brinaz, le Buron et la Mèbre. La comparaison des deux seuls sites visités deux années consécutives dans le Boiron de Morges (tableau 2) montre que le débit du cours d'eau semble influencer l'impact des pesticides en modifiant leurs concentrations. Celles-ci sont moins élevées en 1999 qu'en 1998 parce que, l'année étant plus humide (ORAND *et al.* 2000), les apports de pesticides sont mieux dilués. C'est probablement pour cette raison que la diversité du zoobenthos augmente en 2000.

Les différentes manières d'exprimer la diversité du zoobenthos sont fortement corrélées entre elles (tableau 3); la diversité du zoobenthos est négativement corrélée (figure 1) avec les valeurs de l'indice PESTRIV décrivant la pollution par les pesticides, la corrélation avec le phosphore total et le nitrate étant nettement plus faible. Remarquons qu'en ce qui concerne les relations des variables chimiques entre elles, le nitrate est le paramètre qui corrèle le mieux avec les pesticides. Cette relation peut s'avérer utile dans le cas d'un test rapide (screening) de la qualité des eaux souterraines: l'analyse du nitrate (nettement plus rapide et économique que celle des pesticides) permettrait de sélectionner les sites pouvant se révéler à risque.

Sur la figure 1, certains prélèvements se situent nettement en dessus de la droite de régression (25, 3, 4, 19, 26), d'autres en dessous (14, 18, 9, 15, 20, 27, 30). Ces différences pourraient s'interpréter ainsi: dans le premier groupe de prélèvements, le zoobenthos de l'amont peut facilement recoloniser l'aval après les épisodes de pollution, ce qui n'est pas le cas dans le deuxième groupe.

Lorsque toutes les variables chimiques sont analysées en bloc (tableau 4), la variation de la diversité du zoobenthos ne dépend que des valeurs de l'in-

dice PESTRIV et la contribution des nutriments (phosphore et azote) et de la matière organique à la régression multiple n'est pas significative.

Tableau 3.–Corrélations de rang de Spearman (n=27) calculées entre la diversité du zoobenthos et les variables chimiques (pesticides et nutriments). Les chiffres en caractères gras signalent les corrélations significatives ($P < 0.05$). NTT nombre total de taxons, NTS nombre de taxons sensibles aux pollutions, RIV indice RIVAUD, PEST indice PESTRIV de contamination par les pesticides.

	NTT	NTS	RIV	IBGN	PEST	PTOT	PO4	NO3	NH4	COD
NTT		**+0.85**	**+0.95**	**+0.87**	**-0.66**	-0.33	-0.27	-0.32	-0.30	+0.33
NTS	**+0.85**		**+0.95**	**+0.72**	**-0.71**	**-0.41**	-0.28	**-0.39**	-0.21	+0.20
RIV	**+0.95**	**+0.95**		**+0.80**	**-0.72**	**-0.42**	-0.31	**-0.40**	-0.26	+0.32
IBGN	**+0.87**	**+0.72**	**+0.80**		**-0.54**	-0.14	-0.11	-0.26	-0.26	+0.22
PEST	**-0.66**	**-0.71**	**-0.72**	**-0.54**		**+0.54**	**+0.54**	**+0.64**	+0.32	-0.08
PTOT	-0.33	**-0.41**	**-0.42**	-0.14	**+0.54**		**+0.85**	**+0.53**	+0.36	+0.11
PO4	-0.27	-0.28	-0.31	-0.11	**+0.54**	**+0.85**		**+0.52**	+0.23	+0.04
NO3	-0.32	**-0.39**	**-0.41**	-0.26	**+0.64**	**+0.53**	**+0.52**		+0.32	+0.15
NH4	-0.30	-0.21	-0.26	-0.26	+0.32	+0.36	+0.23	+0.32		+0.25
COD	+0.33	+0.20	+0.32	+0.22	-0.08	+0.11	+0.04	+0.15	+0.25	

Discussion

Comme dans d'autres rivières suisses (Corvi et Khim-Heang 1997, Würsch et Spahr 1993, Jäggi *et al.* 2000), de nombreux pesticides sont présents (annexe 1) dans les 23 rivières vaudoises étudiées en 1998 et 1999 et les concentrations observées dépassent souvent la limite légale suisse de 100 ng/l (tableau 1). Il faut encore remarquer que les concentrations mesurées au cours de notre étude, vu la fréquence et la durée relativement faibles des prélèvements, sous-estiment très certainement l'amplitude de la pollution par les pesticides. En effet, les pics de concentration qui durent souvent moins d'une heure, ne peuvent être détectés que par un prélèvement d'eau en continu (Liess *et al.* 1999).

Les stations de prélèvements visitées ne sont pas exposées directement aux apports des stations d'épuration et les activités agricoles prédominent dans les bassins versants étudiés. De ce fait, les pesticides détectés ont plus souvent une origine agricole et diffuse qu'urbaine et ponctuelle. Dans notre étude, les apports de l'industrie, de l'artisanat, de la construction et des ménages, concentrés par les réseaux d'épuration, ne semblent pas constituer le problème principal.

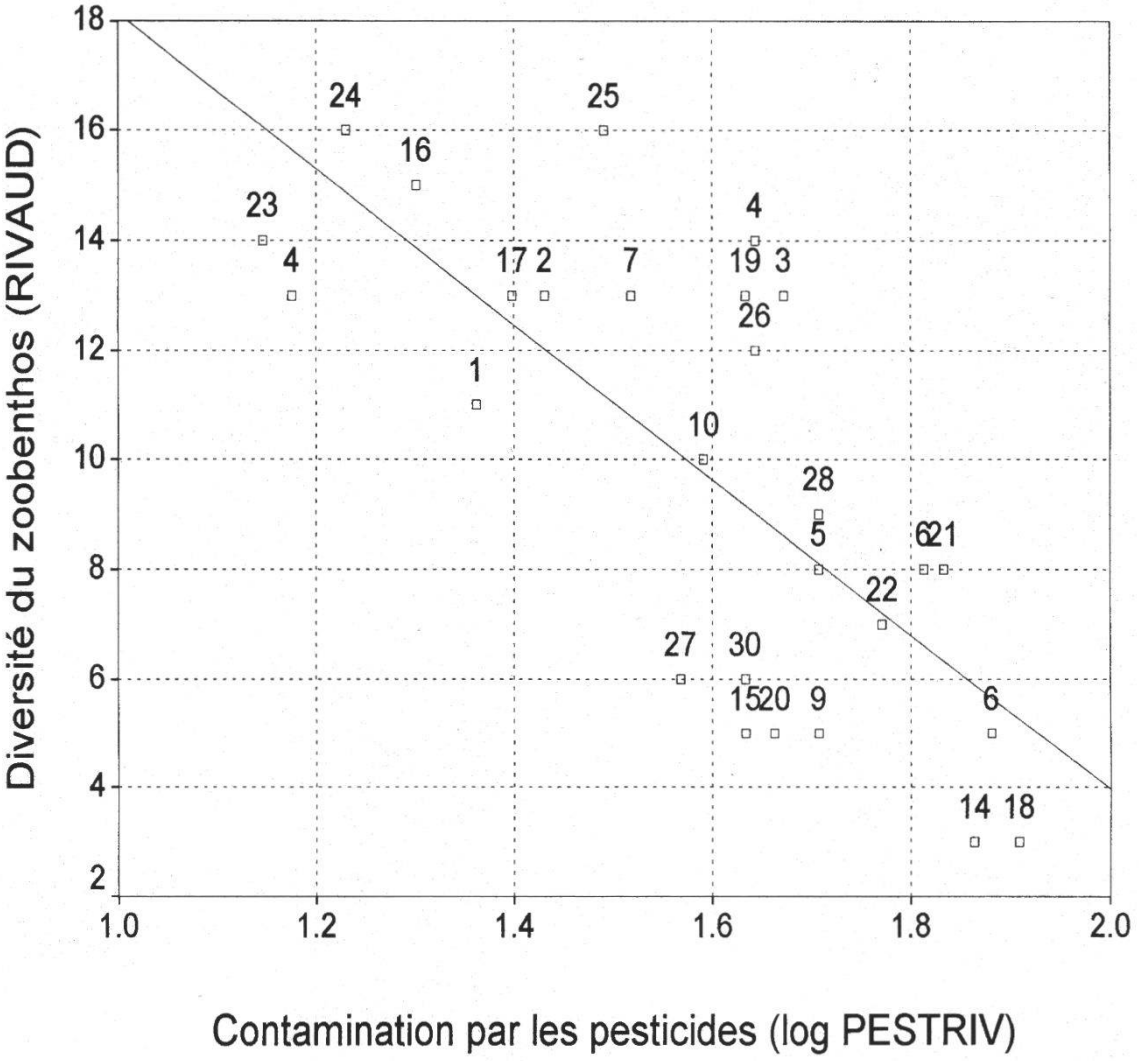

Figure 1.–Relation entre la diversité du zoobenthos, indiquée par les valeurs de l'indice RIVAUD, et la pollution par les pesticides (logarithme des valeurs de l'indice PESTRIV) dans 27 prélèvements (Tab. 2, numéros d'identification des prélèvements).

La diversité du zoobenthos est négativement corrélée avec les teneurs en pesticides (figure 1, tableaux 3 et 4). Cette relation statistique inverse suggère que des pollutions tant aiguës que chroniques par des pesticides pourraient expliquer la faible diversité du zoobenthos qui persiste dans certaines rivières vaudoises entièrement épurées (LANG 2000). Citons, par exemple, le Boiron de Nyon, l'Asse, la Dullive, le Boiron de Morges et la Morges. En raison de la conjonction de faibles débits et d'une agriculture très active, divers pesticides sont présents dans l'eau en concentrations relativement élevées (CORVI et KHIM-HEANG 1997, VIOGET et STRAWCZYNSKI 1997, cette étude). De plus, des déversements accidentels de ces produits peuvent y provoquer la mort de poissons et d'invertébrés; lorsque les invertébrés sont les seuls à périr, ces pollutions sont particulièrement difficiles à détecter (Ph. Tavel, com. pers.)

Tableau 4.–Relations entre la diversité du zoobenthos (exprimée de 4 façons différentes) et (1) l'indice de contamination par les pesticides (PESTRIV), (2) le phosphore total, (3) les orthophosphates, (4) les nitrates, (5) l'ammonium, (6) le carbone organique dissous. Logarithmes décimaux des variables 1 à 6 utilisés dans les équations: + variable incluse dans la régression, - variable exclue.

Diversité	R^2	Anova (P)	Equations	1	2	3	4	5	6
RIVAUD	0.52	0.000	y=32.3 - 14.2x	+	-	-	-	-	-
Nbre de taxons	0.49	0.000	y=59.7 - 23.4x	+	-	-	-	-	-
Taxons sensibles	0.46	0.000	y=19.9 - 9.9x	+	-	-	-	-	-
IBGN	0.30	0.000	y=25.3 - 8.8x	+	-	-	-	-	-

L'impact des insecticides sur le zoobenthos a été clairement mis en évidence dans une petite rivière allemande (LIESS et SCHULZ 1999). Après une forte pluie, les eaux de ruissellement provenant des sols agricoles entraînent du parathion-éthyl et du fenvalerate dans la rivière, causant la disparition de 8 des 11 espèces d'invertébrés les plus abondantes; l'abondance des 3 espèces survivantes est réduite significativement. Les espèces disparues mettent entre 6 et 11 mois pour revenir à leur niveau d'abondance d'avant la pollution; 2 espèces n'y parviennent pas. Dans le même ordre d'idée, un traitement insecticide, appliqué à titre expérimental à une petite rivière américaine non polluée, provoque une baisse de la diversité du zoobenthos: en particulier celle des plécoptères, des éphéméroptères et des trichoptères (WALLACE *et al.* 1996). La diversité de ces taxons ne commence à augmenter que 6 mois après l'arrêt du traitement et il faut près de 2 ans pour revenir aux valeurs observées avant l'expérience. Ces résultats, qui montrent que la diversité du zoobenthos met entre 6 et 12 mois pour se rétablir après une pollution aiguë par les pesticides, pourraient expliquer pourquoi la qualité biologique reste médiocre dans certaines rivières vaudoises.

En plus de ces pollutions aiguës mais sporadiques, les concentrations en pesticides mesurées dans les cours d'eau vaudois (tableau 1) suggèrent la possibilité d'une pollution chronique qui agirait de façon subtile sur le taux de survie de certaines espèces. Par exemple, le nombre de trichoptères du genre *Limnephilus*, capables d'émerger de l'eau et donc de se reproduire, diminue significativement en présence d'une très faible concentration (1 ng/l) d'un insecticide, le lindane (SCHULZ et LIESS 1995). Certes, le lindane est interdit en Suisse depuis 1972, mais d'autres substances telles que le diuron peuvent exercer des effets analogues. Signalons enfin, qu'il suffit d'exposer *Limnephilus* pendant une heure à 10 ng/l de fenvalerate, pour que le nombre de trichoptères capables de se reproduire normalement décroisse fortement (SCHULZ et LIESS 2000).

Les activités agricoles pratiquées dans le bassin versant peuvent donc influencer négativement la diversité du zoobenthos. L'évolution d'une rivière américaine entre 1956 et 1991 montre d'abord qu'une dégradation de la qualité de l'eau peut survenir, même si les rives et la végétation riveraine restent naturelles, et ensuite que la dégradation est réversible (GRUBAUGH et WALLACE 1995). La diversité du zoobenthos qui était faible en 1956, à cause d'une agriculture utilisant beaucoup d'engrais, de pesticides et provoquant une forte érosion, a augmenté fortement en 1991 lorsque les surfaces cultivées de façon intensive ont diminué dans le bassin versant. Comme les pratiques agricoles vaudoises semblent évoluer de manière à réduire les atteintes à l'environnement, il devrait en résulter une amélioration de la qualité de l'eau et de la diversité du zoobenthos au cours des années à venir.

Citons enfin, comme exemple de réalisation pratique, la création en 1999 d'un groupe de travail réunissant des représentants des agriculteurs, des communes et des services de l'Etat de Vaud. Son but est de diminuer les apports de pesticides dans les eaux en améliorant la récupération des résidus après les traitements agricoles; le bassin versant du Boiron de Morges est choisi comme zone pilote.

En conclusion, des pesticides sont présents dans toutes les rivières vaudoises étudiées et les concentrations observées dans certaines d'entre elles semblent affecter les invertébrés aquatiques. Cette pollution pourrait expliquer pourquoi l'augmentation de la diversité du zoobenthos observée en amont ne s'étend pas vers l'aval (LANG 2000). Cette situation défavorable persiste bien que la majorité de la population vaudoise soit raccordée à une station d'épuration et que ces installations fonctionnent bien (FIAUX *et al.* 2000).

REMERCIEMENTS

La collaboration d'Olivier Reymond de la conservation de la faune et de Jiri Ondrus du laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton de Neuchâtel nous a permis de mener à bien cette étude. Les commentaires de Luiz Felippe de Alencastro, de Philippe Gmür et d'Olivier Reymond ont contribué à améliorer cet article.

BIBLIOGRAPHIE

ALLAN J.D., 1995. Stream ecology. Chapman et Hall, London. 388 p.

AUBERT J., 1984. L'atlas des Plécoptères de Suisse - Influence de la pollution. *Annales de Limnologie 20*: 17-20.

CLESCERI L.S., GREENBERG A.E. and TRUSSEL R.R., 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington.

CORVI C. et KHIM-HEANG S., 1997. Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux des affluents du bassin lémanique, campagne 1995-1996. Rapport de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 125-144.

Département Fédéral de l'Intérieur. 1983. Directives concernant l'analyse des eaux usées et des eaux de surface (indication générales et méthodes d'analyses). 2e partie: eaux de surface.

DIN Vornorm 38407-12, 1993. Bestimmung ausgewalter Pflanzenbehandlungsmittel nach Fast-Flüssig-Extraktion und Hochleistungs-Flüssigkeitchromatographie (HPLC) mit UV-Detektion (F12), Deutsche Normen, Berlin.

EPA-Methods, 1984. Method 625, Federal Register, Vol. 49, No. 209. Rules and Regulations. Method 625-Base. Neutrals and Acids.

Fiaux J.-J., Vallier R. et Vioget Ph., 2000. Stations d'épuration, bilans 1999. Service des eaux et de la protection de l'environnement, CH-1066 Epalinges.

Fore L.S., Karr J.R. and Wisseman R.W., 1996. Assessing invertebrate response to human activities: evaluating alternative approaches. *J. North Amer. Benthol. Soc. 15*: 212-231.

Furse M.T., Moss D., Wright J.F. and Armitage P.D., 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. *Freshwater Biology 14*: 257-280.

Grubaugh J.W. and Wallace J.B, 1995. Functional structure and production of benthic community in a Piedmont river: 1956-1957 and 1991-1992. *Limnology and Oceanography 40*: 490-501.

Jäggi O., Balsiger C., Pfister H. und Meier W., 2000. Untersuchung von Fliessgewässern auf Pestizide im Kanton Zürich 1999. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Abteilung Gewässerschutz.

Hellawell J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publisher, London and New York. 546 p.

Hynes H.N.B., 1975. The stream and its valley. *Verhandl. der intern. Vereinigung für theor. und angew. Limnologie 19*: 1–15.

Lang C., 2000. Diversité du zoobenthos dans 47 rivières du canton de Vaud: tendance 1989-1997. *Rev. suisse de Zoologie 107*: 107-122.

Lang C. and Reymond O., 1993. Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers: application to biomonitoring. *Aquatic Sciences 55*: 188-196.

Lang C. and Reymond O., 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. *Aquatic Sciences 57*: 172-180.

Liess M. and Schulz R., 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environm. Toxicology and Chemistry 18*: 1948-1995.

Liess M., Schulz R., Liess M.H.D., Rother B. and Kreuzig R., 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research 33*: 239-247.

Orand A., Dorioz J.-M. et Gagnaire J., 2000. Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapport de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: 141-157.

Ribaut J.-P., 1966. Les poissons des cours d'eau du canton de Vaud (Suisse). *Mém. Soc. vaud. Sc. nat. 87*: 69-128.

Reymond O., 1995. Surveillance biologique des cours d'eau: matériel et méthode pour trier les prélèvements d'invertébrés. *Mém. Soc. vaud. Sc. nat. 83*: 209-215.

Schulz R. and Liess M., 1995. Chronic effects of low insecticide concentrations on freshwater caddisfly larvae. *Hydrobiologia 299*: 103-113.

Schulz R. and Liess M., 2000. Toxicity of fenvalarate to caddisfly larvae: chronic effects of 1-h vs 10-h pulse exposure with constant doses. *Chemosphere 41*: 1511-1517.

STATZNER B. and SPERLING F., 1993. Potential contribution of system specific knowledge (SSK) to stream management decision: ecological and economic aspects. *Freshwater Biology 29*: 313-342.

TACHET H., BOURNAUD M. et RICHOUX PH., 1980. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Université de Lyon. 156 p.

VIOGET PH. et STRAWCZYNSKI A., 1997. Phytosanitaires dans les cours d'eau vaudois du bassin du Rhin et du Rhône. Notes du service des eaux et de la protection de l'environnement, CH-1066 Epalinges.

WALLACE J.B., GRUBAUGH J.W. and WHILES M.R., 1996. Biotic index and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications 6*: 104-151.

WRIGHT J.F., MOSS D. and FURSE M.T., 1998. Macroinvertebrate richness at running-water sites in Great Britain: a comparison of species and family richness. *Verhandl. der intern. Vereinigung für theor. und angew. Limnologie 26*: 1174- 1178.

WÜRSCH D. und SPAHR M., 1993. Pestizide in Fiessgewässern des Kantons Bern. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Gewässer und Bodenschutzlabor.

Manuscrit reçu le 13 octobre 2000

Annexe 1.–Liste des pesticides recherchés en 1998 et 1999,
* : recherché seulement en 1998, ND: non détecté, LD: limites de détection

Pesticide	LD [ng/l]	Pesticide	LD [ng/l]
Alachlor (*)(ND)	5	Chlortoluron	10
Captan (*)(ND)	10	Cyanazine (ND)	5
Carbofuran (*)	5	Dichlorvos (ND)	10
Chlorohalonil (*)(ND)	10	Dimefuron	1
Cyproconazole (*)(ND)	10	Diuron	5
Dalapon (*)(ND)	5	Endosulfan sulfate (ND)	10
DEET (*)(ND)	5	Ethofumesate	5
Dichlofluanid (*)(ND)	10	Fludioxonil	5
Dimethoate (*)(ND)	10	Ioxynil (ND)	10
Dinoterb (*)(ND)	10	Isoproturon	5
Endosulfan alpha (*)(ND)	10	Linuron	10
Endosulfan bêta (*)(ND)	10	Metalaxyl (ND)	10
Fenpropimorph (*)(ND)	10	Metamitron	20
Lindane (*)(ND)	5	Metobromuron (ND)	10
Mancozeb (*)(ND)	10	Metolachlor	10
Maneb (*)(ND)	10	Metribuzin	10
Mecoprop (*)(ND)	10	Metsulfuron methyl (ND)	50
Methoxychlor (*)(ND)	10	Monolinuron (ND)	25
Propoxur (*)(ND)	25	Napropamide	1
Terbutryn (*)(ND)	5	Pendimethalin (ND)	25
Atrazine	2	Pirimicarb	10
Atrazine-desethyl	2	Propazine (ND)	5
Atrazine-desisopropyl	20	Simazine	2
Bromopropylate (ND)	10	Terbuthylazine	1
Carbedazim	25	Tetrachlorvinphos (ND)	5
Chlorbromuron	5	Trifluralin (ND)	5
Chloridazon	5	Vinclozolin (ND)	5
Chlorpyriphos (ND)	10		

Annexe 2.–Valeurs médianes (1998-1999) des concentrations des nutriments, n = nombre d'analyses, * = prélèvements hebdomadaires.

Rivière	Site		n	COD mg C/l	NH4 µg N/l	NO3 mg N/l	PO4 µg P/l	Ptot µg P/l
Arnon	La Poissine	1*	91	2.08	31	2.51	27	54
Aubonne	Allaman, Le Coulet	2*	150	2.6	57	1.53	18	45
Boiron	Bois Billens	3	9	3.61	19	4.82	43	70
Boiron	Fontaine du Chasseur	4	17	4.09	33	5.21	17	45
Boiron	Moulin de Villars	5	8	2.39	21	4.39	20	44
Boiron	Tolochenaz	6	25	3.37	209	5.22	52	81
Bressonne	Bressonnaz	7	9	2.71	24	3.85	66	91
Brinaz	Les Tuileries	8	9	3.71	24	4.5	16	49
Broye	Brit	9	9	3.40	56	3.88	35	96
Broye	Domdidier	10*	143	3.28	67	3.63	26	79
Buron	Yverdon	11	9	3.75	30	5.00	46	89
Canal Occidental	Yverdon	12	9	6.51	133	3.94	33	77
Canal Oriental	Yverdon	13	9	6.82	142	4.44	97	166
Chamberonne	Université	14*	156	2.65	36	3.03	45	95
Dullive	Gland	15	36	2.53	9	3.27	9	26
Grenet	Chatillens	16	9	3.21	11	2.96	81	91
Lutrive	Lutry	17	10	3.02	13	1.94	11	77
Mèbre	Chavannes-Renens	18	4	3.27	23	4.34	70	83
Mentue	La Mauguettaz	19*	98	3.16	26	5.33	32	72
Morges	Morges	20*	127	3.29	29	5.50	38	120
Morges	Pont de Vaux	21	8	3.24	24	5.88	120	143
Morges	Vufflens	22	8	2.80	19	5.54	87	112
Orbe	Frontière	23*	29	4.65	13	0.28	8	35
Orbe	Sentier	24	80	4.06	13	0.28	3	22
Paudèze	Pully	25	4	4.14	34	2.28	51	80
Promenthouse	Gland	26*	111	2.30	12	2.30	7	28
Sorge	Chavannes-Renens	27	4	3.04	19	2.73	41	64
Talent	Chavornay	28*	70	4.07	52	4.94	63	133
Thielle	Yverdon	29*	154	2.94	31	1.32	6	30
Venoge	Ecublens, Les Bois	30*	150	3.19	68	4.12	27	80

S V S N Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 87.2: 109-114. ISSN 0037-9603

BULLETIN N° 343 des Laboratoires de Géologie, Minéralogie, Géophysique
et du Musée géologique de l'Université de Lausanne

Nouvelles données sur la phylogenèse des ammonites du Lias[1]

par

Jean GUEX[2], *David TAYLOR*[3], *Milos RAKUS*[4] et *Hugo BUCHER*[5]

Abstract.–GUEX J., TAYLOR D., RAKUS M., BUCHER H., 2000. New data on the phylogeny of Liassic Ammonites. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 87.2*: 109-114.
In this paper we re-examine the origin of the genera *Mullerites* and *Alsatites* and the phylogeny of the superfamily *Arietitaceae*. Recent discovery of *Alsatites* below the first *Mullerites* in the classical section at New York Canyon leads us now to consider *Alsatites* as ancestral to *Mullerites*.

Keywords: Phylogeny, Ammonites, Arietitaceae

Résumé.–GUEX J., TAYLOR D., RAKUS M., BUCHER H., 2000. Nouvelles données sur la phylogenèse des ammonites du Lias. *Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 87.2*: 109-114.
La découverte récente d'un représentant du genre *Alsatites* dans un niveau plus ancien que ceux où se trouvent le genre *Mullerites* nous conduit à réviser ici la phylogenèse des *Arietitaceae* de l'Hettangien. Les caractères d'affinités lytoceratitiques que l'on observe chez certains *Alsatites* et l'existence des formes transitoires de type *Mullerites* indiquent clairement une proximité phylogénétique des Alsatites avec les Pleuroacanthites: ces deux groupes s'enracinent sans doutes dans le plexus *Psiloceras-Caloceras-Transipsiloceras*.

Mots-clés: phylogenèse, ammonites, Arietitaceae

---

[1]Travail publié dans le cadre du projet 2.055220.98 du Fonds national suisse pour la recherche scientifique
[2]Institut de Géologie et de Paléontologie, BFSH2, CH-1015 Lausanne
[3]5004 SW Lowell, 97221 Portland, Oregon, USA
[4]Geol. Ustav., Mlynska dol.1, 81704 Bratislava, Slovaquie
[5]UFR Sciences de la Terre, 27-43 Bd du 11 novembre, F-69622 Villeurbanne, France
CODEN: BSVAA6
© Société vaudoise des Sciences naturelles
Droits de reproduction réservés