

RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE ÉLEVÉ DANS LES RUISSEAUX

CAMPAGNE NAWA SPEZ: ÉTUDE DE PETITS COURS D'EAU INFLUENCÉS PAR L'AGRICULTURE INTENSIVE

Dans la présente étude, le risque écotoxicologique dû au mélange des produits phytosanitaires détectés dans l'eau par analyse chimique a été évalué dans cinq ruisseaux suisses à partir des coefficients de risque chronique et aigu. Sur quatre des cinq sites, un risque élevé pour les végétaux et les invertébrés a été mis en évidence pendant certaines périodes. Des études biologiques étayaient ce constat.

Miriam Langer; Marion Junghans*, Centre Ecotox (Auteurs principales)

Simon Spycher, Eawag, Uchem; Margie Koster, Canton de Thurgovie, Amt für Umwelt, Abt. Gewässerqualität und -nutzung

Caroline Baumgartner, AquaPlus; Etienne Vermeirssen; Inge Werner, Centre Ecotox

ZUSAMMENFASSUNG

UNTERSUCHUNGEN IM RAHMEN VON NAWA SPEZ VON FÜNF SCHWEIZER BÄCHEN IN GEBIETEN MIT INTENSIVER LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZUNG ZEIGEN HOHE ÖKOTOXIKOLOGISCHE RISIKEN AUF

Im Rahmen des Monitorings «Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität Spezialuntersuchungen» (NAWA Spez) wurden fünf kleine Schweizer Fliessgewässer von Anfang März bis Ende August 2015 umfassend auf Pflanzenschutzmittel (PSM) untersucht. In der vorliegenden Studie wurde für die gemessenen PSM-Konzentrationen das Mischungsrisiko für Pflanzen, Wirbellose und Fische anhand akuter und chronischer, effekt-basierter Wasserqualitätskriterien bestimmt. Ergänzend wurde untersucht, inwiefern das vorhergesagte Mischungsrisiko mit den untersuchten biologischen Indikatoren (kombinierter Algentest, *in situ*-Biomonitoring mit Bachflohkrebsen im Eschelischbach, Makroinvertebraten SPEAR_{pesticide} Index) übereinstimmte.

In allen untersuchten Gewässern wurde ein chronisches Mischungsrisiko bestimmt. Bei vier der fünf Standorte wurde die Wasserqualität aufgrund des Mischungsrisikos als schlecht eingestuft (Eschelischbach TG, Weierbach BL, Mooskanal BE, Tsatonire VS). Mit Ausnahme des Mooskanals bestand bei allen diesen Standorten fast über den gesamten Probenahmezeitraum ein chronisches Risiko. Ein akutes Mischungsrisiko bestand zeitweise an vier Probenahmestellen, am deutlichsten im Eschelischbach und

CONTEXTE ET OBJECTIFS

La pollution de cinq ruisseaux suisses par 213 produits phytosanitaires organiques de synthèse (PPS) a été étudiée de mars à août 2015 dans le cadre du programme «Observation nationale de la qualité des eaux de surface – études spécifiques» (NAWA SPEZ) (Doppler *et al.* [1], page 42 de ce numéro). En plus d'une grande diversité de PPS (128 composés détectés) et d'une grande variabilité spatio-temporelle de la pollution, les analyses ont révélé que les concentrations de certaines substances restaient élevées dans la durée. Au total, les critères de qualité environnementale calculés sur des bases écotoxicologiques ont été dépassés pour 32 substances actives [1], indiquant l'existence d'un risque d'effets négatifs sur la vie aquatique.

Comme dans de précédentes études [2-4], les analyses chimiques de la campagne 2015 ont montré clairement que les organismes aquatiques n'étaient pas uniquement exposés à des substances isolées mais à un grand nombre de polluants présents simultanément dans des combinaisons variant dans le temps. Dans cette étude, le risque dû aux mélanges a été calculé et comparé aux résultats livrés par des indicateurs biologiques. Les analyses chimiques ont alors été replacées dans un contexte écotoxicologique plus large et les risques pour l'écologie des

* Contact: marion.junghans@oekotoxzentrum.ch

eaux évalués. Dans cette optique, une partie des échantillons d'eau ont été évalués pour leurs activités herbicides, à savoir l'inhibition du photosystème II à l'aide du test combiné sur algues vertes. En complément, l'impact des PPS sur la communauté de macro-invertébrés a été évalué et un monitoring *in situ* a été effectué avec des gammars dans l'un des ruisseaux, l'Eschelischbach (Thurgovie).

L'étude de NAWA SPEZ était focalisée sur la surveillance de la qualité chimique de l'eau. Les indices biologiques n'y ont été examinés que de façon exploratoire. Ils ont néanmoins livré des informations très intéressantes sur les effets des PPS dans les ruisseaux étudiés.

SITES D'ÉTUDE

Les ruisseaux étudiés ont été sélectionnés en veillant à ce que les zones urbaines soient faiblement présentes dans le bassin versant, à ce que les formes d'utilisation agricole du sol couvrent une grande variété de cultures et à ce que différentes régions de Suisse soient représentées. D'autre part, ils ne devaient pas accueillir d'effluents d'épuration ni compter de déversoirs d'orage. Les petits cours d'eau suivants (rang de Strahler de 1 à 4) ont été retenus:

- Eschelischbach (canton de Thurgovie)
- Weierbach (canton de Bâle-Campagne)
- Mooskanal (canton de Berne)
- Canale Piano di Magadino (canton du Tessin)
- Tsatonire (canton du Valais)

Ces sites sont décrits plus en détail dans [1] et [5].

APPRÉCIATION DU RISQUE DÛ AUX MÉLANGES

LES CRITÈRES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE, INDICATEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU

L'annexe 2 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) formule les exigences du droit fédéral pour la qualité de l'eau dans les milieux aquatiques. Selon les exigences formulées, cette qualité doit être telle que les substances aboutissant dans les eaux superficielles suite aux activités humaines n'entravent ni la reproduction, ni le développement, ni la santé des plantes, animaux et micro-organismes sensibles. Pour les pesticides organiques (PPS et biocides), l'ordonnance ne formule cependant actuellement qu'une exigence chiffrée unique de 0,1 µg/l qui s'applique indifféremment à tous les composés et ne tient pas compte de leurs effets écotoxicologiques. Pour mieux correspondre aux exigences formulées, le seuil unique de 0,1 µg/l doit bientôt être remplacé pour une quarantaine de PPS par des exigences de qualité écotoxicologique chiffrées spécifiques qui correspondront probablement aux critères de qualité environnementale (CQE) proposés par le Centre Ecotox [6]. Les travaux de détermination sont en cours et le seuil de 0,1 µg/l reste valable jusqu'à ce que ces nouvelles valeurs soient disponibles [7].

La qualité des eaux de surface est généralement évaluée en divisant les concentrations mesurées dans l'environnement (MEC) par les critères de qualité environnementale (CQE) des composés dosés. Si le quotient de risque (RQ) ainsi obtenu (éq. 1) est supérieur à 1, des effets négatifs sur les organismes aquatiques ne peuvent être exclus.

$$RQ_{mix} = \sum_i^n RQ_i = \sum_i^n \frac{MEC_i}{CQE_i} \quad (\text{Éq. 1})$$

Il existe deux types de critères de qualité environnementale: les critères de qualité dits aigus (CQA), qui doivent protéger les organismes d'une exposition de courte durée, et les critères de qualité dits chroniques (CQC), visant à les prémunir des effets d'une exposition de longue durée. Selon le CQE pris en compte, on calcule donc un quotient de risque aigu (RQA) ou chronique (RQC).

Les CQE utilisés dans cette étude pour évaluer le risque dû aux mélanges sont les mêmes que ceux employés dans *Doppler et al.* [1] pour l'appréciation par substance. Ils ont été déterminés par le Centre Ecotox [6] conformément au guide technique associé à la Directive cadre sur l'eau européenne [8]. Lorsque certains manquaient, les critères de qualité employés dans d'autres pays ont été utilisés s'ils avaient été déterminés selon la méthode de l'UE. En l'absence de telles valeurs de référence, des seuils *ad hoc* ont été déterminés à partir des données des dossiers de demande de mise sur le marché. Les méthodes de détermination des CQE sont récapitulées dans [9].

ÉCHANTILLONNAGE POUR LA DÉTERMINATION DES CONCENTRATIONS

Des prélèvements ont été effectués en continu sur tous les sites de début mars à fin août. Pour garantir une prise en compte des pics de concentration, des échantillons composites de 12 h asservis au temps, ont été prélevés. Les concentrations les plus fortes étant principalement attendues – et observées – pendant les périodes de précipitations, les échantillons individuels prélevés entre les événements pluvieux ont pu être regroupés en échantillons moyennés sur une durée plus ou moins longue (de 24 h à 24 jours) afin de limiter le travail d'analyse [1].

CALCUL DES CONCENTRATIONS MOYENNES PONDÉRÉES DANS LE TEMPS

Dans le système d'appréciation élaboré pour les micropolluants émis de façon diffuse [9], il a été proposé de comparer les CQC aux concentrations déterminées dans les échantillons composites de deux semaines asservis au temps étant donné que cette période correspond à la durée moyenne des tests d'écotoxicité chronique. Suivant cette logique, les CQA doivent être comparés aux concentrations d'échantillons moyennés sur trois jours asservis au temps puisque la durée moyenne des tests d'écotoxicité aiguë est de trois jours. Dans la présente étude, les CQA ont été comparés aussi bien aux valeurs d'échantillons moyennés sur trois jours ($RQA_{3\text{jours}}$) qu'à des concentrations réellement mesurées ($RQA_{\text{réel}}$); seule la première approche a cependant été employée pour calculer le risque dû à la toxicité des mélanges. L'influence des deux approches pour l'évaluation de la qualité des eaux sera discutée en prenant l'exemple de l'Eschelischbach. Étant donné que les échantillons composites formés à partir des prélèvements individuels effectués par temps sec étaient constitués d'un nombre variable d'échantillons d'une demi-journée, la période représentée par les différents échantillons analysés dans cette étude était très variable (de 12 h à 24 jours). Pour les comparaisons avec le CQC, des moyennes pondérées dans le temps ont donc été calculées sur 14 jours (*time weighted average concentration*, $C_{\text{twa-14}}$). De la même manière, des concentrations moyennes sur trois jours ($C_{\text{twa-3}}$) ont été calculées pour les comparaisons avec le CQA.

CALCUL DU RISQUE DÙ AUX MÉLANGES

Le risque dû à un mélange est calculé en faisant la somme des quotients de risque des substances qui le composent [10-12]. Étant donné, cependant, que les produits phytosanitaires sont souvent spécifiquement toxiques pour un groupe d'organismes donné (végétaux, invertébrés ou vertébrés [poissons]), il a été proposé [13] de calculer le RQ du mélange en ne prenant en compte pour chaque groupe y que les RQ des n substances auxquelles le groupe est fortement sensible (Éq. 2).

$$RQ_{mix\ y} = \sum_i^n RQ_{iy} \quad (\text{Éq. 2})$$

Le risque dû au mélange peut ainsi être calculé séparément pour les végétaux, les invertébrés et les vertébrés (comme les poissons). Le risque considéré pour le cours d'eau est alors celui du groupe d'organismes le plus affecté (Éq. 3).

$$RQ_{mix\ total} = \max(RQ_{mix\ y}) \quad (\text{Éq. 3})$$

Il s'agit alors du groupe déterminant pour le risque. La procédure d'identification de ce groupe déterminant est détaillée dans [13]. Il est à retenir que les herbicides affectent principalement les végétaux et les insecticides les invertébrés et,

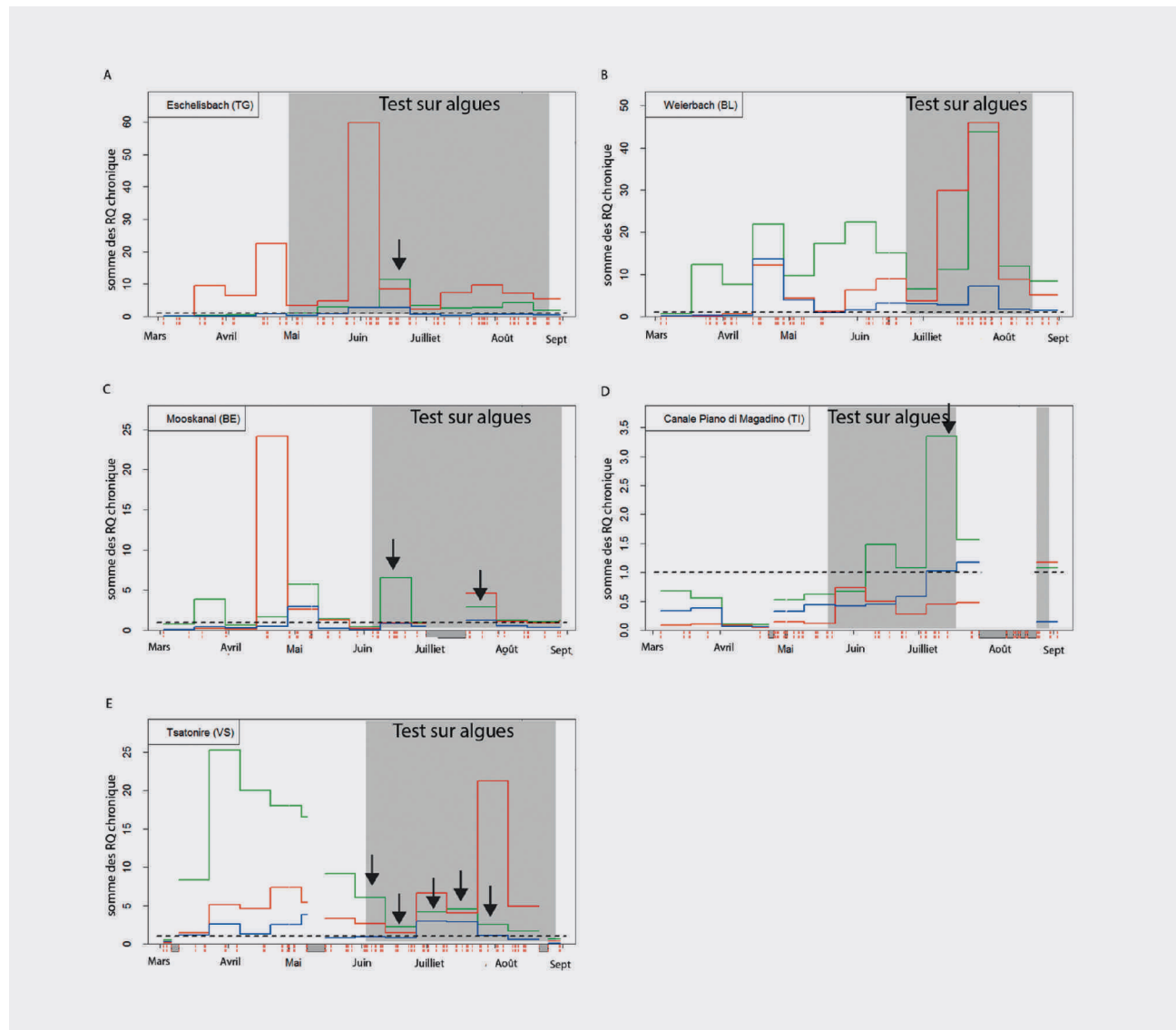


Fig. 1 Risque chronique dû au mélange de PPS déterminé pour la moyenne pondérée dans le temps ($C_{tw(1-d)}$) des concentrations mesurées sur les sites de NAWA SPEZ. Les couleurs correspondent aux différents groupes d'organismes (vert = végétaux, rouge = invertébrés, bleu = vertébrés [poissons]). La ligne pointillée indique un RQ de 1. Les interruptions et les barres grises en abscisse indiquent les périodes pendant lesquelles aucun échantillon n'a pu être prélevé. Pendant les périodes grisées, les échantillons ont été analysés avec le test combiné sur algues vertes. Les flèches indiquent la détection d'un risque élevé avec le test algal.

Chronische Mischungsrisikoquotienten für das zeitgewichtete Mittel der gemessenen Konzentrationen ($C_{tw(1-d)}$) an den NAWA SPEZ-Probenahmestellen. Die Farben stehen für die jeweiligen Organismengruppen (grün = Pflanzen, rot = Wirbellose, blau = Wirbeltiere [Fische]). Die gestrichelten Linien geben einen RQ von 1 an. Bei unterbrochenen Linien und grauen Balken auf der x-Achse konnten keine Proben genommen werden. Während des grau unterlegten Zeitraums wurden Proben mit dem kombinierten Algentest untersucht. Die Pfeile zeigen, wann im Algentest ein erhöhtes Risiko detektiert wurde.

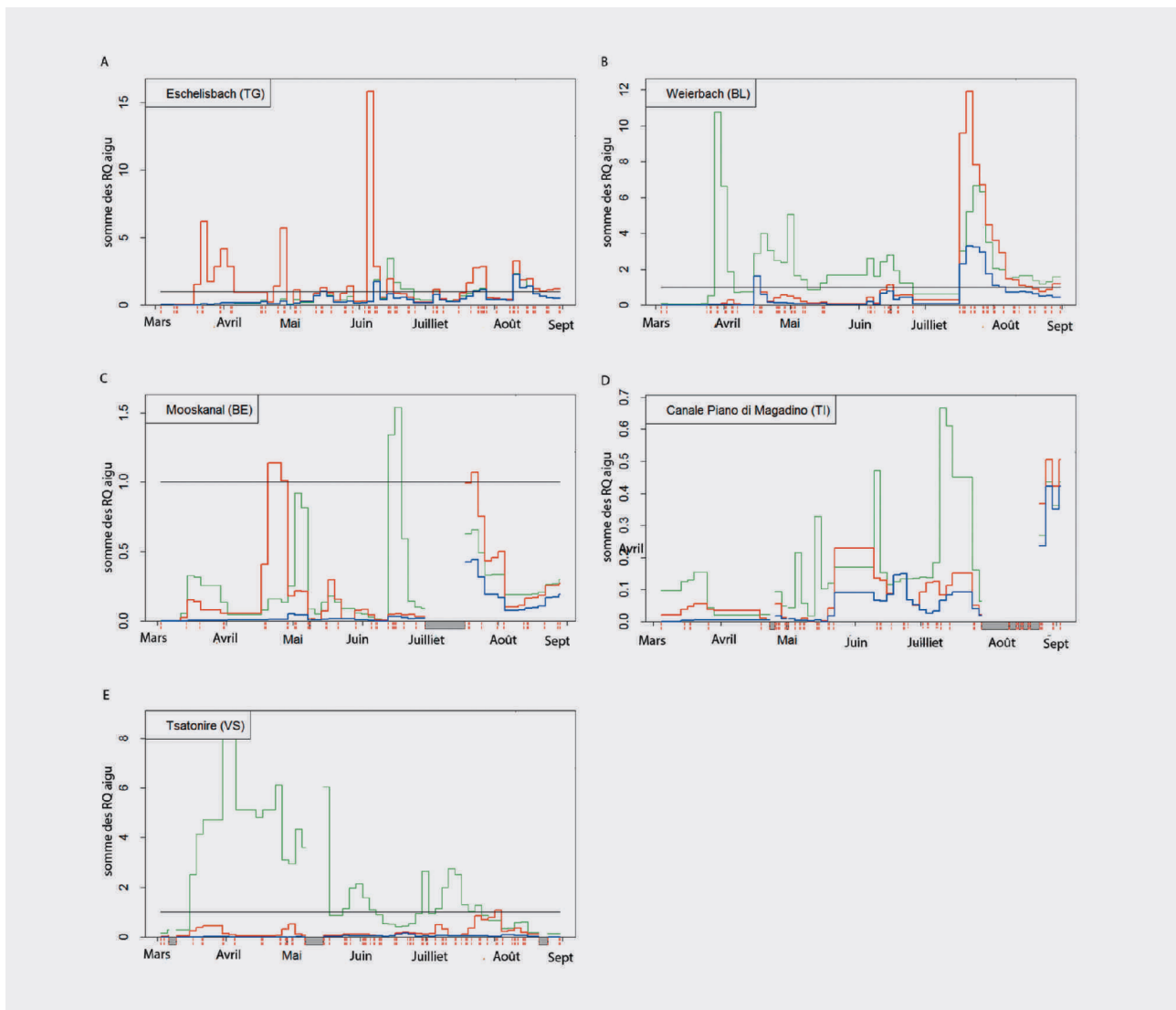


Fig. 2 Risque aigu dû au mélange de PPS déterminé pour la moyenne pondérée dans le temps (C_{twb-3}) des concentrations mesurées sur les sites de NAWA SPEZ. Les couleurs correspondent aux différents groupes d'organismes (vert = végétaux, rouge = invertébrés, bleu = vertébrés [poissons]). La ligne horizontale indique un RQ de 1. Les interruptions et les barres grises en abscisse indiquent des périodes pendant lesquelles aucun échantillon n'a pu être prélevé.

Akute Mischungsrisikoquotienten bezogen auf das zeitgewichtete Mittel der gemessenen Konzentrationen (C_{twb-3}) an den NAWA SPEZ Stellen. Die Farben stehen für die jeweiligen Organismengruppen (grün = Pflanzen, rot = Wirbellose, blau = Wirbeltiere [Fische]). Die waagrechte Linie stellt einen RQ von 1 dar. Bei unterbrochenen Linien konnten keine Proben genommen werden.

parfois, les poissons. Dans le cas des fongicides, les sensibilités varient d'un composé à l'autre, certains affectant particulièrement les invertébrés, d'autres les végétaux. Les fongicides inhibiteurs de la synthèse des stéroïdes sont également problématiques pour les vertébrés. Le groupe déterminant pour un composé est identifié à partir des données écotoxicologiques obtenues pour les espèces les plus sensibles de chaque groupe d'organismes. Dans [13], cette approche a également été mise en œuvre avec des données analytiques réelles et comparée à une méthode basée sur le mécanisme d'action [14]. Les résultats obtenus étaient alors comparables. Une fois calculé, le risque global

dû au mélange est utilisé pour apprécier la qualité de l'eau selon le même principe que dans le système d'évaluation [9]: la qualité de l'eau est ainsi jugée très bonne si le RQ est inférieur à 0,1, bonne s'il est compris entre 0,1 et 1, moyenne s'il est entre 1 et 2, médiocre s'il se situe entre 2 et 10 et mauvaise s'il est supérieur à 10. Cette échelle de notation est utilisée aussi bien pour le RQC que pour le RQA.

UN RISQUE ÉLEVÉ DÙ AUX MÉLANGES DE PPS DANS QUATRE RUISSEAUX SUR CINQ

Dans l'Eschelisbach (Thurgovie), un risque d'effets chroniques a été identifié pour les invertébrés de la mi-mars à la fin de la période d'étude, des RQ de 20

voire 60 ayant été enregistrés ponctuellement (fig. 1A). De mi-mars à début août, un risque d'effets aigus a également été mis en évidence de façon transitoire. Le coefficient de risque aigu (RQA_{mix}) pouvait excéder une valeur de 15 lorsqu'il était calculé avec la moyenne pondérée sur trois jours (C_{twb-3}) (fig. 2A), une valeur de 70 ayant même été déterminée pour un échantillon d'une demi-journée (fig. 3). Même si un risque d'effets aigus et chroniques a également été mis en évidence entre juin et septembre pour les végétaux ($RQC_{mix} > 1$), les invertébrés ont constitué le groupe déterminant pour l'Eschelisbach pendant toute la durée de l'étude. Les vertébrés, et donc les poissons, n'ont

formé le groupe déterminant à aucun moment sur aucun des sites. Globalement, la qualité de l'eau de l'Eschelisbach a été jugée mauvaise.

Dans le Weierbach (Bâle-Campagne), le groupe déterminant pour le risque variait en fonction de la saison. Alors que ce risque était maximal pour les plantes au printemps et en début d'été, le groupe le plus menacé ensuite était celui des invertébrés. Pour ces deux groupes d'organismes, le RQ du mélange – qu'il soit aigu (RQA_{mix}) ou chronique (RQC_{mix}) – a fortement dépassé le seuil de 1 à plusieurs reprises et ce, sur une période prolongée (fig. 1B et 2B). Là aussi, la qualité de l'eau a été jugée mauvaise.

En revanche, le risque aigu dû au mélange de PPS était beaucoup plus faible dans le Mooskanal (Berne) que dans les deux ruisseaux précédents. Le coefficient de risque aigu calculé pour la C_{twa-3} ($RQA_{mix3jours}$) y était toujours inférieur à 2, de sorte que la qualité de l'eau y été jugée bonne à moyenne (fig. 2C). En considérant

le risque chronique pour les végétaux pendant trois périodes non consécutives de deux semaines, la note «médiocre» devait cependant être attribuée à la qualité de l'eau ($2 < RQC_{mix_végétaux} < 10$). Enfin, une mauvaise qualité de l'eau a dû être constatée pendant deux autres semaines en raison d'un risque élevé pour les invertébrés ($RQC_{mix_invertébrés} > 20$) (fig. 1C).

Au Canale Piano di Magadino (Tessin), aucun risque d'effets aigus n'a été identifié pour les organismes aquatiques (fig. 2D). Un risque chronique dû au mélange de PPS a cependant été constaté pour les végétaux pendant deux périodes (fig. 1D). Les quotients de risque calculés étaient toutefois constamment inférieurs à 4, de sorte que le Canale Piano di Magadino a présenté la meilleure qualité de l'eau des cinq sites étudiés (bonne vis-à-vis du risque aigu, médiocre vis-à-vis du risque chronique).

Un phénomène saisonnier similaire à celui du Weierbach a été observé dans la Tsatonire (Valais). Un risque chro-

nique élevé a ainsi été identifié pour les végétaux au printemps et en début d'été ($RQC_{mix_végétaux} > 20$ à son maximum), relayé par un risque pour les invertébrés en juillet/août (fig. 1E). La qualité de l'eau a été jugée mauvaise.

ÉTUDE COMPARÉE DE LA DURÉE PERTINENTE POUR LE CRITÈRE DE QUALITÉ AIGU

Étant donné qu'il s'agit de la première campagne de monitoring visant à suivre les risques aigus sur la durée à l'aide d'un échantillonnage continu, il a été possible, pour la première fois, de se pencher sur la question de la période de temps à prendre en compte pour apprécier le risque aigu. Dans la stratégie d'évaluation pour les micropolluants émis de façon diffuse, il a été indiqué que toutes les stratégies d'échantillonnage permettaient d'évaluer un tel risque [9]. Dans les deux extrêmes opposés considérés, il a été démontré que le risque aigu pouvait être calculé aussi bien pour les pics de concentration (à partir d'un prélèvement ponctuel ou de

Substances actives	Mode d'action	Durée de dépassement (jours)		RQ maximal		Nombre de sites avec dépassements [$RQ_{réel}$]	Nombre de sites avec dépassements [RQ_{3jours}]	Concentration maximale (ng/l)
		$RQA_{réel}$	RQA_{3jours}	$RQA_{réel}$	RQA_{3jours}			
Valeurs du CQA au 17.01.2017								
Aclonifène	Herbicide	0,5	3	12,5	2,1	1	1	1500
Azoxystrobine	Fongicide	29	30	5,5	2,8	2	2	3000
Chlorpyrifos	Insecticide	11	6	2,4	1,1	2	1	39
Chlorpyrifos-méthyl	Insecticide	4,5	9	70	15	1	1	210
Diazinon	Insecticide	16	18	24,6	5,6	1	1	590
Diflufenican	Herbicide	8	9	10,7	5,1	1	1	480
Diméthoate	Insecticide	1	0	1,6	0,6	1	0	1600
Diuron	Herbicide	60	64	12	6,7	2	1	3000
Epoxiconazole	Fongicide	1	0	1,6	0,6	1	0	250
Fipronil	Insecticide	7	9	1,7	1,7	1	1	24
Iodosulfuron-méthyle sodium	Herbicide	0,5	0	1,6	0,6	1	0	110
Isoproturon	Herbicide	0,5	3	16,7	3	1	1	40000
Linuron	Herbicide	1	0	2	0,8	1	0	2800
MCPA	Herbicide	2,5	0	1,1	0,9	1	0	1600
Mésosulfuron-méthyle	Herbicide	1,5	3	10	2,2	1	1	360
Métazachlore	Herbicide	8	15	4,3	3,8	1	1	1200
Méthiocarbe	Insecticide	0,5	0	1,1	0,3	1	0	170
Méthomyl	Insecticide	1	0	2	0,4	1	0	6000
Métolachlore	Herbicide	9,5	6	1,5	1,3	1	1	5000
Nicosulfuron	Herbicide	4	3	2,1	1,3	1	1	180
Spiroxamine	Fongicide	8,5	12	11,5	2,3	1	1	600
Terbutylazine	Herbicide	6,5	9	2,7	1,3	1	1	3400
Thiaclopride	Insecticide	20	21	10,8	8,3	2	2	860

Tab. 1 PPS présentant un $RQA_{individuel} > 1$ dans NAWA SPEZ. / PSM, die bei NAWA SPEZ ARO $RQ_{Einzelstoff}$ -Werte > 1 aufwiesen.

prélèvements fréquents lors d'une pluie) que pour les échantillons moyennés sur deux semaines.

Le *tableau 1* indique les PPS présentant un RQA > 1 et qui ont donc contribué de façon déterminante au risque aigu dû au mélange, ainsi que la durée et l'importance du dépassement de leur CQA. Il apparaît que le nombre de dépassements (18 contre 28) et l'importance du RQ individuel de chaque substance sont plus faibles lorsque les CQA sont comparés aux concentrations moyennes pondérées dans le temps plutôt qu'aux concentrations maximales des échantillons de demi-journée (six fois moindre dans le cas le plus flagrant). Cette différence est également nettement observable dans la *figure 3* où le RQ aigu pour les invertébrés est représenté de façon graphique pour les deux types de concentration. La durée de dépassement a en revanche tendance à être plus longue lorsque le calcul se base sur la moyenne des concentrations pondérée dans le temps (220 contre 202 jours).

En décidant de nous baser sur le $RQA_{3\text{jours}}$, nous avons choisi, dans cette étude, d'évaluer le risque aigu dû aux mélanges de PPS en pondérant la concentration mesurée dans l'environnement sur une période de trois jours, selon le principe employé pour le $RQC_{14\text{jours}}$. D'autres approches sont cependant envisageables. Aux États-Unis, la pratique actuelle consiste à comparer le critère de qualité aigu à une concentration moyenne horaire [15]. De même, la procédure d'autorisation de mise sur le marché des PPS au niveau européen s'appuie sur des modèles d'exposition considérant la moyenne horaire maximale modélisée [16]. Mais des aspects pratiques liés à l'échantillonnage doivent également être pris en compte. Ainsi, il est actuellement impossible de suivre la qualité chimique de l'eau sur plusieurs mois avec une résolution horaire. Pour l'évaluation du risque lié aux composés dont les concentrations individuelles varient très fortement au cours de l'année comme les PPS, ces contingences techniques entraînent une prise en compte insuffisante de nombreuses pollutions. Des études complémentaires sont encore nécessaires pour pouvoir émettre des recommandations définitives quant à la période à considérer pour déterminer la concentration à comparer au critère de qualité aigu. En plus de considérations pratiques concernant la représentativité

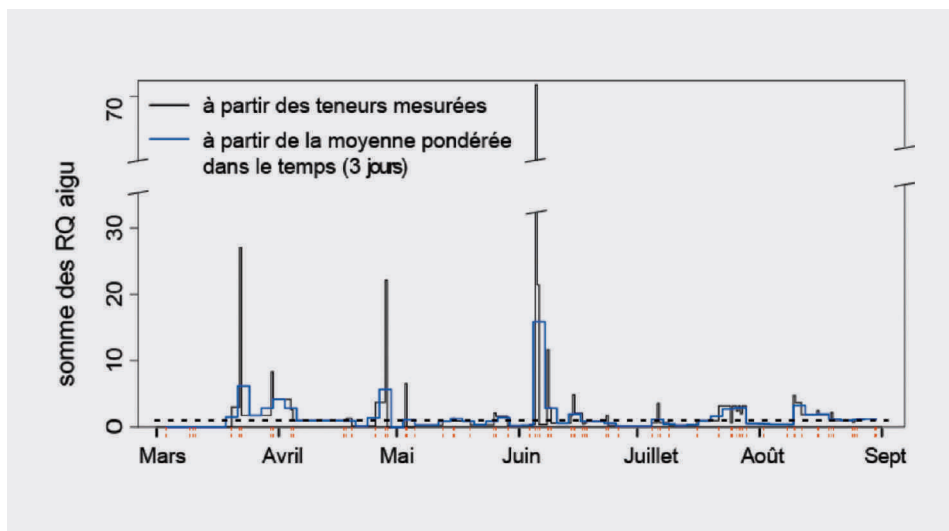


Fig. 3 Risque aigu dû au mélange de PPS déterminé pour les invertébrés dans l'Eschelisbach: comparaison entre les résultats obtenus à partir de la moyenne pondérée dans le temps (C_{twa-3}) des concentrations mesurées et à partir des teneurs mesurées dans les échantillons d'une demi-journée ou de 24 h à 24 jours. Ligne bleue = échantillons moyennés sur trois jours, ligne grise = échantillons d'une demi-journée ou de 24 h à 24 jours. La ligne pointillée indique un RQ de 1.

Akute Mischungsrisikoquotienten für Wirbellose in Proben vom Eschelisbach: Vergleich des zeitgewichteten Mittels der gemessenen Konzentrationen (C_{twa-3}) mit gemessenen Halbtages- bzw. 1-Tages- bis 24-Tages-Proben. Blaue Linie = 3-Tages-Mischprobe, graue Linie = Halbtages- bzw. 1-Tages- bis 24-Tages-Proben. Die gestrichelte Linie gibt einen RQ von 1 an.

et la réalisation de l'échantillonnage, l'aspect le plus important est le risque de sous-estimation ou de surestimation du risque réel.

LA BIOINDICATION CONFIRME L'ALTÉRATION DU MILIEU

L'impact écologique de la pollution chimique dépend d'un grand nombre de facteurs. Les indicateurs écotoxicologiques peuvent mettre en évidence les effets de cette pollution sur l'écosystème et permettre d'identifier les groupes de polluants incriminés. Partant de ces informations, des mesures ciblées peuvent être prises pour améliorer la qualité de l'eau. Les passages qui suivent montrent comment l'évaluation du risque dû aux mélanges de PPS à partir des analyses et des CQE peut être complétée par les résultats d'études biologiques et écotoxicologiques effectuées dans les cours d'eau.

TEST COMBINÉ SUR ALGUES VERTES

En complément des échantillons destinés aux analyses chimiques [1], des échantillons moyennés sur une semaine ont été générés de début juin à fin août pour la réalisation du test combiné sur l'algue verte unicellulaire *Raphidocelis subcapitata*, anciennement *Pseudokirchneriella subcapitata* [17, 18]. Les échantillons ont

été conservés à -20°C puis traités par extraction sur phase solide [18]. Cette extraction préalable a l'avantage de débarrasser les échantillons des nutriments et donc d'éviter toute interférence de leur part avec les résultats. Les paramètres écotoxicologiques étudiés étaient l'inhibition de la photosynthèse (au bout de 2 h) et la croissance (au bout de 24 h). Le test algal combiné est sensible aux herbicides dont le mode d'action repose sur une inhibition du photosystème II (PSII). Les 17 PPS inhibiteurs du PSII suivants ont été quantifiés par *Doppler et al.* [1]: l'atrazine, la bentazone, le bromoxynil, le chloridazone, le diméfurone, le diuron, l'ioxynil, l'isoproturon, le lénacile, le linuron, le métamitron, le métribuzine, le monolinuron, le monuron, le terbacile, la terbuthylazine et la terbutryne. Le groupe chimique des PPS inhibiteurs du PSII joue un rôle très important dans l'environnement. Ainsi, six composés ayant ce mode d'action figurent actuellement dans la liste des substances prioritaires de la Directive cadre sur l'eau européenne (l'atrazine, la cybutryne, le diuron, l'isoproturon, la simazine et la terbutryne).

Le test algal combiné enregistre les effets de la totalité des substances inhibitrices du PSII. Par comparaison avec une courbe de référence, les résultats du test sont

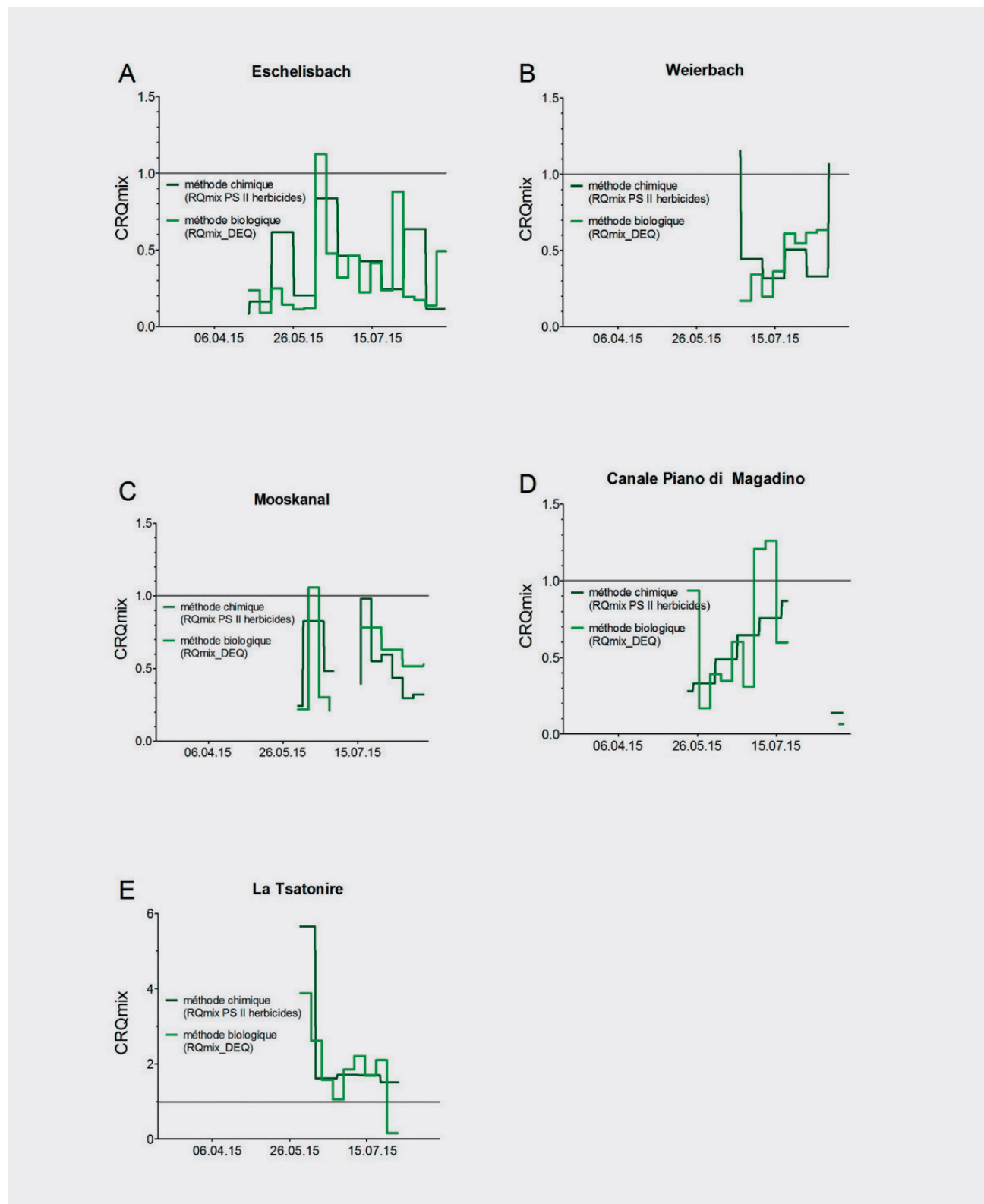


Fig. 4 Comparaison des RQC obtenus dans la méthode biologique (test combiné sur algues vertes) et la méthode chimique de surveillance (RQC_{mix} des PPS inhibiteurs du PSII). La ligne horizontale indique un RQ de 1.

Vergleich der CRQ des biologischen Monitorings (kombinierter Algentest) und des chemischen Monitorings (CRQ_{mix} der PS-II-hemmenden PSM). Die waagerechten Linien zeigen einen RQ von 1 an.

exprimés sous la forme d'une concentration d'équivalent diuron (DEQ, ng/l) qui indique la toxicité de l'échantillon par rapport à celle du diuron, choisi comme herbicide de référence.

Dans 23% des 56 échantillons composites d'une semaine étudiés, la concentration de DEQ excédait le critère de qualité chronique défini pour le diuron (tab. 2), ce qui indique un risque de perturba-

tion de la photosynthèse chez les plantes aquatiques. Dans la Tsatonire (Valais), un tel dépassement a été observé quasiment sans interruption pendant la période d'étude de trois mois (74 à 272 ng/l DEQ)

	Période	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons avec dépassement du CQC*	Dates de dépassement du CQC*	DEQ supérieure au CQC mesurée (ng/l)
Eschelischbach TG	28.4.-25.8.	17	1	9.6.-16.6.	79
Weierbach BL	23.6.-18.8.	8	0	-	-
Mooskanal BE	5.6.-28.8.	12	2	12.6.-19.6., 17.7.-24.7.	74 69
Canale Piano di Magadino TI	20.5.-22.7., 19.8.-26.8.	10	2	1.7.-15.7.	85 88
Tsatonire VS	2.6.-4.8.	9	8	2.6.-28.7.	74-272

Tab. 2 Résultats du test combiné sur algues vertes effectué avec les échantillons de la campagne NAWA SPEZ 2015. DEQ: concentration d'équivalents diuron; CQC*: critère de qualité chronique déterminé pour le diuron = 70 ng/l [6].

Ergebnisse des kombinierten Algentests der NAWA-SPEZ-2015-Proben. DEQ: Diuronäquivalenzzkonzentrationen, CQC*: Chronisches Qualitätskriterium für Diuron = 70 ng/l [6].

(tab. 2). La toxicité mesurée dans le test combiné sur algues vertes et le risque qui en a été déduit sont en excellente concordance avec le risque calculé pour le mélange d'inhibiteurs du PSII (somme des RQ de tous les inhibiteurs du PSII) (fig. 4). Ceci montre également que, pour ce groupe de PPS, le risque dû au mélange peut être correctement déterminé par la somme des RQC_{individuels}. La même observation a pu être faite sur les autres sites d'étude (fig. 4). Au début et à la fin de la période de comparaison, les écarts sont généralement des artéfacts étant donné que les concentrations moyennes calculées sont souvent influencées par des pics de concentration se produisant en dehors de cette période (fig. 4B par exemple).

Le risque global pour les végétaux était cependant souvent plus élevé que le risque uniquement dû au mélange d'inhibiteurs du PSII. Il n'y a que dans la Tsatonire que ces inhibiteurs constituaient le groupe de substances déterminant pour le risque. Bien que les périodes considérées pour le test algal et pour l'analyse chimique n'aient pas été totalement identiques, une bonne concordance a été obtenue avec ces deux méthodes dans l'évaluation du risque pour les végétaux (fig. 1E, flèches noires, et tab. 2).

Dans l'Eschelischbach, une concentration relativement élevée de DEQ a été détectée entre le 9 et le 16 juin, concordant avec une augmentation de la somme des RQ pour les végétaux. Toutefois, la contribution des inhibiteurs du PSII au RQC_{mix_végétaux} était négligeable, de sorte que le test combiné sur algues vertes a indiqué un risque beaucoup plus faible que l'approche chimique (comparaisons avec le RQC_{mix}, fig. 1A et 4A). Dans le Weierbach, le RQC_{DEQ} était nettement inférieur à 1, indiquant l'absence d'un risque d'inhibition du PSII (fig. 1B et 4B), alors que le risque pour les végétaux était globalement élevé (RQC_{mix_végétaux} > 40). La recherche des herbicides à l'origine du risque dans l'Eschelischbach et le Weierbach a indiqué deux responsables principaux: le métazachlore (inhibition de la synthèse des acides gras à chaîne longue et de la division cellulaire) et le nicosulfuron (inhibition de la synthèse de certains acides aminés et de la division cellulaire). Ces mécanismes d'action ne sont pas appréhendés par le test algal. Pour détecter les effets de tous les herbicides, il serait recommandé d'effectuer un test sur des macrophytes. Dans le Mooskanal et le Canale Piano di Magadino également, la part des inhibiteurs du PSII dans le coefficient de risque pour les végétaux était relativement faible, de sorte que le test combiné sur algues vertes y a indiqué un risque beaucoup plus faible que l'approche basée sur l'analyse chimique et les CQC.

ESSAIS D'EXPOSITION IN SITU DES GAMMARES

Des gammars (*Gammarus fossarum*) ont été placés dans l'Eschelischbach du 25 mars au 11 juin 2015 et leur mortalité a été évaluée de façon hebdomadaire. En tant qu'invertébrés, les gammars sont particulièrement sensibles aux insecticides. L'évaluation à partir des RQ aigus met en évidence un risque élevé répété pour les invertébrés aquatiques (fig. 1A, 2A et 3), en particulier les 5 et 8 juin 2015. L'essai d'exposition des gammars permet de connaître l'incidence des dépassements des critères de qualité aigus sur le terrain. En moyenne, un taux de survie de 97% était observé chaque semaine. La période du 5 au 11 juin a toutefois fait exception: seuls 68% des gammars placés dans le cours d'eau une semaine auparavant ont alors survécu, les survivants faisant preuve d'un état léthargique anormal. Les analyses chimiques ont révélé des concentrations élevées de chlorpyrifos-méthyl, de diméthoate, de méthomyle, de pirimicarbe et de thiaclopride les 5 et 8 juin. Ces deux jours-là, la concentration cumulée de ces cinq insecticides excédait 2000 ng/l.

En considérant les études écotoxicologiques ayant servi à la détermination des critères de qualité environnementale et les RQ qui en ont été déduits, il apparaît notamment que le chlorpyrifos-méthyl - 210 ng/l le 8 juin - est très toxique pour les crustacés. Dans le dossier de détermination *ad hoc* d'un critère de qualité de l'institut néerlandais de recherche RIVM, la valeur la plus faible de la CE₅₀ (concentration effective 50) sur 48 h est de 30 ng/l pour *Penaeus duorarum* (crevette rose du Nord) tandis que la NOEC (*no observed effect concentration*) la plus faible en exposition chronique (21 jours) est de 10 ng/l [19]. Le CQA_{ad hoc} déterminé par le Centre Ecotox pour le chlorpyrifos-méthyl pour les besoins de cette étude est de 3 ng/l. Le RQA_{réel} calculé pour le chlorpyrifos-méthyl dans les échantillons de l'Eschelischbach était compris entre 20 et 70 et le RQA_{individuel_3 jours} entre 6 et 16. Les deux RQA indiquent un risque très élevé pour les invertébrés le 5 juin 2015. En considérant les concentrations moyennes pendant toute la durée d'exposition de ces gammars (du 5 au 11 juin 2015), il apparaît que le chlorpyrifos-méthyl a été responsable de 78% du risque aigu dû au mélange de PPS. Pendant cette même période, un dépassement du CQA a également été constaté pour l'azoxystrobine, un fongicide; sa contribution au risque du mélange était de 10%. De même, le thiaclopride et le diméthoate y contribuaient à raison de 5 et 3% respectivement cependant que la part du méthomyle et du pirimicarbe était inférieure à 0,5%. Le risque aigu dû au mélange de PPS (RQA_{mix_3 jours}) était donc clairement dominé par le chlorpyrifos-méthyl. Ces résultats montrent que les RQA élevés peuvent avoir des effets sur les

	Date des prélèvements	Indice SPEAR _{pesticides}
Eschelischbach TG	06.03.15	20,2
	14.07.15	8,5
Weierbach BL	05.03.15	(10,1)
	14.07.15	(12,4)
Mooskanal BE	03.03.15	(30,5)
	13.07.15	(2,2)
Canale Piano di Magadino TI	04.03.15	34
	13.07.15	31,4
Tsatonire VS	03.03.15	(15,2)
	13.07.15	(21,2)

Classes d'état
 ■ très bon ■ bon ■ moyen ■ médiocre ■ mauvais

Tab. 3 Indice SPEAR_{pesticides} déterminé à partir des espèces d'invertébrés sur les différents sites de la campagne NAWA SPEZ 2015. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux cours d'eau ne se prêtant pas totalement à l'utilisation de l'indice.

Auf Artniveau bestimmter SPEAR_{pesticides}-Index an den verschiedenen Probenahmestellen von NAWA SPEZ 2015. Werte in Klammern wurden für Gewässer bestimmt, für die sich eine Anwendung des SPEAR-Indexes nicht uneingeschränkt eignete.

organismes aquatiques directement observables sur le terrain. Dans l'Eschelischbach, des quotients de risque aigu et chronique élevés ont également été déterminés à plusieurs reprises pour d'autres insecticides (comme le diazinon). Leur impact sur la communauté de macro-invertébrés de l'Eschelischbach est traité dans le passage suivant.

L'INDICE SPEAR_{PESTICIDES} (SPECIES AT RISK)

Les communautés naturelles d'invertébrés ont été étudiées avec la méthode du système modulaire gradué [20] sur les cinq sites de NAWA SPEZ et sur plusieurs sites de référence [5]. Les prélèvements ont été effectués en mars et en juillet.

L'indice SPEAR_{pesticides} est un outil de bioindication qui a été spécialement optimisé pour les petits cours d'eau subissant des vagues de pollution par les pesticides. Il calcule la part d'invertébrés sensibles aux PPS dans le cours d'eau. Le principe du SPEAR_{pesticides} et de l'interprétation de ses résultats, ainsi que les facteurs susceptibles de les influencer, sont exposés en détail dans [21]. L'indice SPEAR_{pesticides} livre principalement des informations sur la pollution de l'eau par les insecticides et les fongicides à action insecticide. Plus sa valeur est faible, plus la part d'invertébrés tolérants aux PPS est grande. Pour l'interprétation des résultats, il convient cependant de garder à l'esprit que la composition de la communauté d'invertébrés et donc l'indice SPEAR_{pesticides} peuvent également être influencés par des facteurs hydrologiques et morphologiques (artificialisation du fond, étiages sévères, etc.).

L'Eschelischbach est un ruisseau assez naturel dont la morphologie a été peu modifiée. Malgré un habitat donc quasiment naturel, l'indice SPEAR_{pesticides} a indiqué une qualité de l'eau médiocre en mars et mauvaise en juillet (tab. 3). Une grande partie des taxons d'invertébrés recensés dans l'Eschelischbach sont tolérants aux PPS. Ce résultat concorde avec l'évaluation du risque chronique et aigu pour les invertébrés ($RQ_{mix_invertébrés}$) qui indiquait une mauvaise qualité de l'eau dans l'Eschelischbach. Dans le Canale Piano di Magadino, la part d'espèces tolérantes aux

PPS était assez faible en mars (bonne qualité de l'eau; tab. 3) et un peu plus élevée en juillet (qualité moyenne). Ces résultats sont eux aussi en bonne concordance avec l'évaluation du risque aigu et chronique dû au mélange de PPS (aucun risque d'effets néfastes sur les invertébrés).

Le Weierbach, le Mooskanal et la Tsatonire ne convenaient pas à une utilisation de l'indice SPEAR_{pesticides}. En effet, le Mooskanal devient un milieu d'eau stagnante en été et le Weierbach et la Tsatonire ont un lit bétonné et n'offrent donc pas d'habitats adéquats aux invertébrés benthiques. Or l'existence et la composition de la communauté d'invertébrés dépendent aussi bien de la qualité chimique de l'eau (nutriments, pesticides) que des conditions hydrologiques et des caractéristiques morphologiques du milieu. Une interprétation de l'indice SPEAR en termes de qualité de l'eau s'avère donc impossible dans ces trois cours d'eau.

ALTÉRATION PROLONGÉE DE LA QUALITÉ DE L'EAU

L'intérêt de l'étude du risque dû aux mélanges de PPS ne se limite pas à l'évaluation de son intensité, mais réside également dans l'estimation de la durée de l'exposition des différents groupes d'organismes à un risque. Doppler *et al.* ont constaté dans le cas de l'Eschelischbach, de la Tsatonire et du Weierbach que le critère de qualité chronique était dépassé pour au moins un PPS pendant plus de 85% de la période d'étude [1]. Si l'on s'intéresse à l'effet du cocktail de produits phytosanitaires, la question se pose de savoir si le risque dû au mélange est principalement attribuable à un ou plusieurs composés pendant toute cette période. Si un seul PPS s'avérait dominant, la pratique actuelle d'évaluation du risque pour les composés individuels serait suffisante. Si, en revanche, plusieurs PPS étaient impliqués, l'évaluation du risque dû au mélange livrerait une évaluation plus exacte de la qualité de l'eau. Cette question a été traitée en prenant l'exemple du risque chronique pour les invertébrés dans le Weierbach (fig. 5). Un risque dû au mélange de PPS a été constaté pendant 70% de la durée de l'étude ($RQ_{mix_invertébrés} > 1$). Sur 40% de cette période, l'évaluation à partir des substances indi-

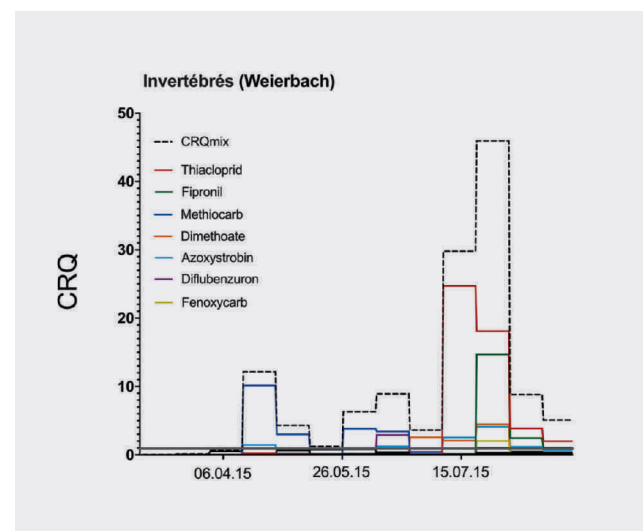


Fig. 5 Contribution des PPS à $RQ_{max} > 0,4$ au risque chronique pour les invertébrés dû au mélange de PPS présents dans le Weierbach (ligne pointillée)

Beitrag der PSM mit $RQ_{max} > 0,4$ zum chronischen Mischungsrisiko (gestrichelte Linie) für Wirbeltiere im Weierbach

REMERCIEMENTS

Nous remercions vivement les services de la protection des eaux des cantons de Thurgovie, de Bâle-Campagne, de Berne, du Tessin et du Valais pour les prélèvements ainsi que *Barbara Ganser, Andrea Schifferli* et *Thomas Bucher* pour la réalisation et l'interprétation des biotests. Tous nos remerciements également à *Tobias Doppler* et *Irene Wittmer* (Plateforme Qualité de l'eau du VSA) de même qu'à *Heinz Singer, Simon Mangold, Rahel Comte* et *Christian Stamm* (département Uchem de l'Eawag) et à l'OFEV pour l'excellente coopération dans le cadre du projet NAWA SPEZ 2015.

viduelles conduit à sous-estimer le risque dû au mélange d'un facteur supérieur à 2. En moyenne, le RQ du mélange est 1,7 fois plus élevé que le RQ individuel le plus fort. Mais l'élément le plus important est cependant l'aspect temporel. Le risque dû au mélange est ainsi principalement causé par le méthiocarbe et le diflufenzuron pendant la première moitié de la période d'étude alors que le thiaclopride, le fipronil, le diméthoate et l'azoxystrobine dominant pendant la seconde moitié (fig. 5). Nos résultats soulèvent la question de savoir dans quelle mesure il est possible, dans le cadre de l'autorisation de mise sur le marché des PPS, de considérer les possibilités de récupération des organismes, respectivement des populations, avec une telle alternance de substances actives à l'origine du risque.

Le 5 juin 2015, un pic de concentration de 210 ng/l de chlorpyrifos-méthyl a par exemple été enregistré dans l'Eschelischbach. Caractérisé par un RQ aigu de 70, ce pic a probablement fortement contribué au phénomène de mortalité massive observé chez les gammarés. Or cette substance n'étant plus détectable dans la période de surveillance consécutive, une évaluation du risque basée sur ce seul composé pourrait laisser envisager une récupération des invertébrés après cette pollution aiguë, par régénération ou recolonisation par exemple. Étant donné, cependant, que d'autres substances apparaissent ensuite pour lesquelles un $RQ_{\text{individuel}} > 1$ a été déterminé pour les invertébrés, la situation s'avère plus problématique. En considérant le risque global occasionné par toutes les substances détectées, force

est de se demander si une récupération peut réellement avoir lieu dans la mesure où le risque élevé pour les invertébrés se maintient (fig. 3). Et, de fait, l'évaluation de la qualité écologique du milieu (indice SPEAR) atteste d'une faible présence d'invertébrés sensibles dans l'Eschelischbach (tab. 3). Ici aussi, une évaluation individuelle du risque conduirait à sous-estimer la durée de la contrainte, en particulier si les différentes substances présentes agissent sur les mêmes groupes d'organismes. Ainsi, le chlorpyrifos-méthyl n'a été détecté que sur 2,5% de la période d'étude dans l'Eschelischbach et uniquement sur 0,5% de cette période si l'on considère toute la campagne. Il est donc judicieux de considérer la situation d'ensemble. Le calcul du risque dû au mélange de PPS et ce, pour chacun des groupes d'organismes (végétaux, invertébrés et vertébrés), s'avère alors très utile.

CONCLUSION

L'analyse du risque occasionné par le mélange de PPS présents dans le milieu aquatique a révélé l'existence de risques notables d'effets aigus et chroniques sur les végétaux et les invertébrés dans

quatre des cinq petits cours d'eau étudiés. L'état de ces ruisseaux en termes de qualité de l'eau doit être qualifié de mauvais. Pour évaluer correctement le danger auquel les organismes aquatiques sont exposés, il est important de considérer la pollution dans la durée tout en tenant compte de la toxicité du mélange de PPS présents. Une telle approche permet d'appréhender la contrainte globale qui est le paramètre décisif pour la survie des organismes. En effet, l'existence d'une pollution prolongée et ininterrompue les prive des phases de récupération qui leur sont indispensables.

Les analyses biologiques sont un bon complément à l'évaluation du risque à partir des analyses chimiques et des critères de qualité. Dans cette étude, elles ont confirmé l'existence des risques pour les végétaux et les invertébrés déterminés à partir des données d'analyse chimique. Le test combiné sur algues vertes a permis de détecter efficacement le risque élevé dû au mélange d'herbicides inhibiteurs de la photosynthèse présent dans la Tsatonire. La détection des effets d'herbicides présentant d'autres modes d'action demanderait cependant l'utilisation d'un test sur macrophytes (végétaux supé-

> FORTSETZUNG DER ZUSAMMENFASSUNG

Weierbach. Das Mischungsrisiko war häufig längerfristig hoch, sodass Erholungszeiten für die Gewässerorganismen fehlten.

Biologische Indikatoren erfassen die Wirkung von Chemikalienmischungen auf Wasserorganismen; sie lassen Rückschlüsse auf die Art der problematischen Chemikalien zu. In 23% von insgesamt 56 Einwochenmischproben wurde mithilfe des kombinierten Algentests eine Photosynthese-Hemmung gemessen, die das chronische Umweltqualitätskriterium des Referenzherbizids Diuron überschritt und damit ein erhöhtes Risiko für chronische Effekte bei Pflanzen darstellte. Das im kombinierten Algentest abgeleitete Risiko stimmt sehr gut mit dem errechneten Mischungsrisiko für Photosystem-II-(PS-II-)Hemmer überein. Allerdings dominierten nur in der Tsatonire PS-II-hemmende PSM das Mischungsrisiko für Pflanzen. Im Weierbach dominierte das Herbizid Metazachlor und im Eschelischbach das Herbizid Nicosulfuron, welche beide die Photosynthese nicht beeinträchtigen.

Zum Nachweis von Insektiziden wurde im Eschelischbach ein *in situ*-Biomonitoring mit Bachflohkrebsen durchgeführt. Anfang Juni 2015 wurde eine erhöhte Mortalität beobachtet. Dies stimmt mit dem Zeitverlauf des akuten Mischungsrisikos überein, welches in diesem Zeitraum zu über 78% von einem Stoff, dem Insektizid Chlorpyrifos-methyl, dominiert wurde. Auch der $SPEAR_{\text{pesticide}}$ -Index (Index, der das Risiko einer Pestizidbelastung anhand von Wasserwirbellosen-Gemeinschaften anzeigt und ebenfalls besonders empfindlich auf die Einwirkung von Insektiziden reagiert), zeigte für den Eschelischbach einen schlechten Zustand für Wirbellose an.

Die biologischen Untersuchungen haben sich in dieser Studie als wertvolles Bindeglied zwischen der chemischen Mischungsrisikobewertung und dem ökologischen Zustand erwiesen. Sie geben Hinweise auf die Identität der problematischen Stoffe oder Stoffgruppen und unterstützen damit den Einsatz gezielter Risikominderungsmaßnahmen. Eine Kombination chemischer und biologischer Verfahren ist daher auch für zukünftige Untersuchungen zu empfehlen.

rieurs). Un tel test peut également intégrer l'action des fongicides inhibant la croissance des végétaux. Les gammares exposés dans l'Eschelisbach ont réagi au flux extrêmement bref de chlorpyrifos-méthyl au cours duquel la concentration a atteint 70 fois la valeur du CQA tandis que l'indice SPEAR a fidèlement reflété le risque prolongé auquel sont soumis les invertébrés dans ce ruisseau. Les biotests et les analyses de la communauté biotique présentent d'autre part l'avantage d'indiquer les groupes de substances fortement impliqués dans l'émergence du risque pour la vie aquatique, ce qui permet d'engager des mesures ciblées de réduction des risques. Il est donc recommandé de combiner les approches chimiques et biologiques dans les études à venir. Dans une optique de régulation des PPS ayant un impact écotoxicologique isolément ou en mélange, le plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires [22] constitue un outil de valeur.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Doppler, T. et al. (2017): Forte pollution des ruisseaux suisses par les produits phytosanitaires. *Aqua & Gas* 12/2017: 42-52
- [2] Ochsenbein, U.; Berset, J.; Scheiwiller, E. (2015): Mikroverunreinigung in bernischen Gewässern. *Aqua & Gas* 2/2015: 56-66
- [3] Ochsenbein, U. et al. (2012): Mikroverunreinigungen in Aaretalgewässern. *Aqua & Gas* 11/12: 68-79
- [4] Wittmer, I. et al. (2014): Plus de 100 pesticides dans les cours d'eau. *Aqua & Gas* 11/2014: 68-79
- [5] AquaPlus (2016): NAWA SPEZ Pestizide 2015: Biologische Untersuchungen an den SPEZ-Stellen und an den Referenzstellen
- [6] Centre Ecotox (2017): Propositions de critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une sélection de substances pertinentes pour la Suisse. Disponibles sur: www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/
- [7] RS 814.201 (2016): Ordonnance sur la protection des eaux
- [8] European Commission (2011): European Commission Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)
- [9] Wittmer, I. et al. (2014): Micropolluants - Stratégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuelles. Etabli sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf
- [10] EU (2011): Scientific Committees: Scientific Committee on Consumer Safety (SCCS), Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER), Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks (SCENIHR) - Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures, European Commission. Brussels: DG Health & Consumers
- [11] Price, P. et al. (2012): A decision tree for assessing effects from exposures to multiple substances. *Environmental Sciences Europe* <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/2190-4715-24-26>
- [12] WHO (2009): World Health Organization: Harmonization Project Document 7; Assessment of Combined Exposures to Multiple Chemicals: Report of a WHO/IPCS International Workshop on Aggregate/Cumulative Risk Assessment. Geneva.
- [13] Junghans, M.; Kunz, P.; Werner, I. (2013): Toxizität von Mischungen - Aktuelle praxisorientierte Ansätze für die Beurteilung von Gewässerproben. *Aqua & Gas* 5/2013: 54-61
- [14] Chèvre, N. et al. (2006): Including Mixtures in the Determination of Water Quality Criteria for Herbicides in Surface Water. *Environmental Science & Technology* 40: 426-435
- [15] Stephen, C. et al. (1985): Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection Of Aquatic Organisms and Their Uses. Office of Research and Development Environmental Research Laboratories, Duluth, Minnesota, Narragansett, Rhode Island, Corvallis, Oregon
- [16] EFSA (2013): Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal* 11: 3290
- [17] Escher, B.I. et al. (2008): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10: 612-621
- [18] Kienle, C. et al. (2015): Evaluation sommaire de la qualité de l'eau dans les cours d'eau pollués par des effluents d'épuration à l'aide de bioessais écotoxicologiques. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Centre suisse d'écotoxicologie appliquée, Eawag-EPFL, Dübendorf
- [19] RIVM (2008): Afleiding van 41 ad hoc MTR's 2007.
- [20] OFEV (2010): Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse: Macrozoobenthos niveau R (région). Office fédéral de l'environnement, Berne, L'environnement pratique n° 1026-F, 61 p.
- [21] Michel, C. et al. (2017) Überarbeitung des Makrozoobenthos-Index. *Aqua & Gas* 4/2017: 70-77
- [22] Département fédéral de l'économie, de la formation et de la recherche (2016): Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires (Projet du 4 juillet 2016)

ePublikationen SVGW

Ob praktisches eRegelwerk-Jahresabo für Unternehmen oder Bezug einzelner elektronischen Dokumente der SVGW-Publikationen. Alles vereint auf der neuen E-Paper-Plattform des SVGW:
→ www.epaper.svgw.ch

