

FLIESSGEWÄSSER-FAUNA UNTER DRUCK

ERSTE TRENDS AUS DEM BIODIVERSITÄTSMONITORING SCHWEIZ (BDM)

Seit 2010 werden Gewässerinvertebraten im Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) an etwa 500 regelmässig über die Schweiz verteilten Probenahmestellen erfasst. Sowohl hohe Insektizidantwendungsraten im Einzugsgebiet als auch geringe Naturnähe der Gewässer wirken sich negativ auf die Gewässerinvertebraten aus. Gegenwärtig scheint aber besonders die Erwärmung der Gewässer zu tief greifenden Veränderungen der Artgemeinschaften in den Schweizer Fließgewässern zu führen.

Pascale Hutter; Tobias Roth; Nicolas Martinez, Hintermann & Weber AG
Pascal Stucki, Aquabug; Glenn Litsios, BAFU*

RÉSUMÉ

LA FAUNE DES COURS D'EAU SUISSES SOUS PRESSION – PREMIÈRES TENDANCES DU MONITORING DE LA BIODIVERSITÉ SUISSE

Des études réalisées ces dernières années ont mis en évidence une pollution importante des cours d'eau suisses par les produits phytosanitaires (PPS). De nombreux tronçons de cours d'eau sont urbanisés et ne représentent plus des habitats appropriés. Les faibles précipitations et les températures élevées ont mis à rude épreuve les organismes aquatiques sensibles. L'indice SPEAR ainsi que le nombre d'espèces d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères (nombre d'espèces EPT) ont été calculés pour les 492 stations d'échantillonnage du monitoring de la biodiversité suisse (MBD) et mis en relation avec divers facteurs d'influence. Il est apparu que ces deux indicateurs centraux des invertébrés aquatiques sont corrélés négativement avec une utilisation plus importante des insecticides dans les bassins versants et une mauvaise écomorphologie des tronçons des cours d'eau considérés. Bien que l'indice SPEAR ait été développé comme mesure de la pollution d'un cours d'eau par les pesticides et que le nombre d'espèces EPT représente une mesure intégratrice pour différents facteurs d'influence environnementaux naturels et anthropiques, ces deux grandeurs réagissent

EINLEITUNG

Die Fließgewässer-Fauna der Schweiz steht unter Druck. Verschiedene Auswertungen der Qualität von Schweizer Fließgewässern in den letzten Jahren haben in vielen kleinen und mittelgrossen Gewässern eine erhebliche Belastung durch Pflanzenschutzmittel (PSM) nachgewiesen [1–5]: Besonders hohe Konzentrationen werden nach Regenereignissen gemessen, da PSM durch Regen von landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewaschen werden und so in die Gewässer gelangen. Dabei betragen die Konzentrationsspitzen teilweise ein Vielfaches des durch die Gewässerschutzverordnung Schweiz (GSchV) festgelegten numerischen Anforderungswertes. Auch die akuten und chronischen ökotoxikologischen Qualitätskriterien wurden wiederholt überschritten. Mittels einer *In situ*-Studie mit Bachflohkrebsen konnte die negative Wirkung dieser erhöhten PSM-Belastung direkt nachgewiesen werden [2]. PSM und Biozide können aber auch aus anderen Quellen in die Gewässer gelangen, beispielsweise durch Herbizideinsatz beim Strassen- und Schienenunterhalt oder durch die Verwendung von PSM im privaten Bereich [6].

Neben der Belastung durch PSM hat auch die Verbauung der Fließgewässer einen negativen Einfluss auf die Gewässerfauna.

*Kontakt: hutter@hintermannweber.ch

Entsprechend sind Renaturierungen vorgesehen. In der Schweiz sind ein Viertel der Fließgewässer stark von Menschen beeinträchtigt, im Mittelland sogar 40% [7]. Die ökologische Funktionsfähigkeit vieler Abschnitte ist damit eingeschränkt. Es fehlen die für die Gewässerfauna lebenswichtigen Kleinlebensräume wie Kiesbänke, Totholz und aufeinanderfolgende Zonen von unterschiedlicher Strömung und Gewässertiefe. Besonders im Siedlungsgebiet unterbinden harte Verbauungen die Umlagerung von Geschiebe und schränken damit die natürliche Dynamik des Gewässers und die Neubildung von Kleinlebensräumen ein. So befinden sich 45% der Abschnitte mit geringem Gefälle, wie beispielsweise artenreiche Auengebiete, in einem ökologisch schlechten Zustand [8].

Ein weiterer Faktor, der die Zusammensetzung der Gewässerfauna beeinflusst, ist die Wassertemperatur. Sie beeinflusst unter anderem das Wachstum, den Stoffwechsel, das Immunsystem sowie die Verbreitung von Wasserlebewesen [9]. Jedes *Taxon* besiedelt dabei einen evolutionär optimierten Temperaturbe-

reich. Erhöht sich die Temperatur eines Gewässers, zum Beispiel aufgrund von Klimaveränderungen, verändert sich die Lebensgemeinschaft durch das Ab- bzw. Zuwandern von Arten. So korreliert das Vorkommen von 33 Arten von *Ephemeroptera* (Eintagsfliegen), *Plecoptera* (Steinfliegen), *Coleoptera* (Wasserkäfer) und *Trichoptera* (Köcherfliegen) positiv mit der Wassertemperatur, während 28 Arten negativ korreliert sind [10].

Die in einem Gewässer lebenden Invertebraten sind den vorherrschenden Bedingungen direkt ausgesetzt und reagieren je nach *Taxon* unterschiedlich auf Umweltfaktoren wie Wasserqualität, Wassertemperatur und Struktur des Gewässers. Während manche Ordnungen wie die *Plecoptera* sehr empfindlich gegenüber PSM sind [11], weisen andere *Taxa* eine höhere Toleranz auf [12]. Anhand der Zusammensetzung und der zeitlichen Entwicklung der Invertebraten im Gewässer lassen sich somit Aussagen über die einwirkenden Einflüsse machen.

In der vorliegenden Auswertung wurden die Daten von 492 Probenahmestellen des Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM)¹

ausgewertet. Das BDM hat zum Ziel, langfristig aufzuzeigen, wie sich die Biodiversität der Schweiz über die Jahre verändert. Als Indikator für die Entwicklung der Biodiversität in Fließgewässern wird im BDM seit 2010 die Anzahl der *Ephemeroptera*-, *Plecoptera*- und *Trichoptera*-Arten erfasst (EPT-Artenzahl). Sie sind die am besten untersuchten Gruppen der Fließgewässereinvertebraten, zudem sind Methoden mit einer guten Reproduzierbarkeit der Messungen vorhanden. Auch haben sie eine ausreichende Variabilität zwischen artenreichen und artenarmen Gewässern. Dies waren die wichtigsten Kriterien für die Wahl der EPT-Artenzahl als BDM-Indikator für den Zustand der Fließgewässer.

Um den Einfluss von Pflanzenschutzmitteln zu untersuchen, hat sich der SPEAR-Index (oder SPEAR_{pesticide}-Index) etabliert. Er ist optimiert als Bioindikator für Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft mit kurzfristiger Spitzenbelastung [13] und misst den Anteil der Abundanz empfindlicher Invertebraten an der Gesamta-

¹ www.biodiversitymonitoring.ch

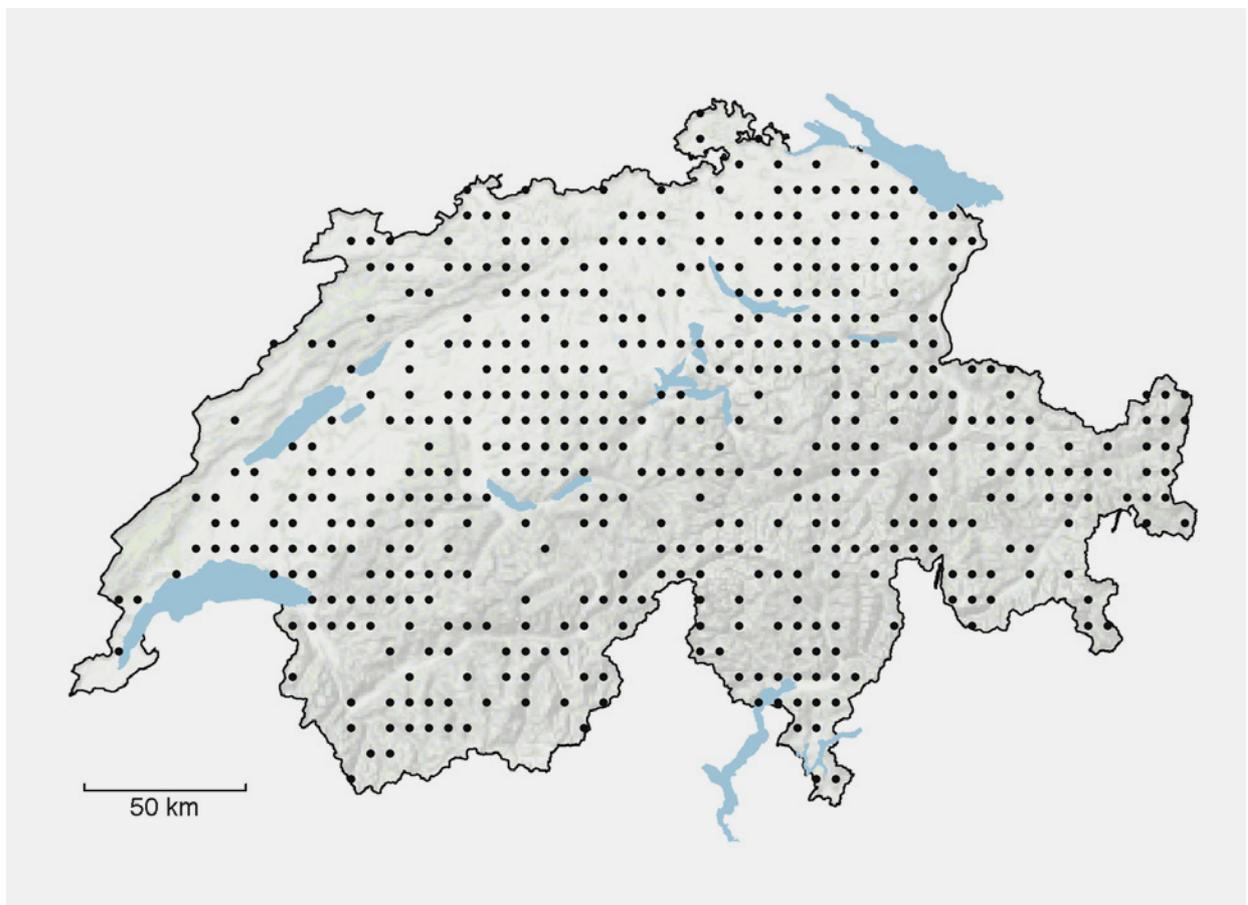


Fig. 1 Räumliche Verteilung der 492 untersuchten BDM-Probenahmestellen. (Hintergrunddaten: Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie)

bundanz aller vorkommenden Invertebraten. Der Index reagiert spezifisch auf die Belastung durch Pestizide und wird weniger durch andere Umweltfaktoren beeinflusst, als dies vermutlich für die EPT-Artanzahl der Fall ist [14]. Zusätzlich steht mit dem IBCH ein schweizweit einheitlicher Index für die Beurteilung der Fliessgewässer anhand des Makrozoobenthos zur Verfügung [15]. Der IBCH-Wert wurde hier jedoch nicht untersucht, da zeitgleich zu den Auswertungen für die vorliegende Untersuchung die Methoden des IBCH-Wertes überarbeitet wurden. Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die Einflussgrößen und die zeitliche Entwicklung zwischen EPT-Artanzahl und SPEAR-Index miteinander zu vergleichen, um so Rückschlüsse über die Faktoren ziehen zu können, welche aktuell die grössten Veränderungen in der Schweizer Fliessgewässerfauna verursachen.

METHODE

PROBENAHME

Seit 2010 werden im BDM neben den terrestrischen Organismengruppen (Gefässpflanzen, Tagfalter, Brutvögel, Moose, Schnecken) auch wirbellose Tiere am Gewässergrund (sog. Makrozoobenthos; beispielsweise Insektenlarven, Muscheln, Schnecken) untersucht. Die Probenahmestellen sind in einem regelmässigen Stichprobenetz über die ganze Schweiz verteilt (Fig. 1). Ihre Auswahl erfolgte proportional zur Fliessgewässerslänge, wodurch auch die in vielen kantonalen Programmen unterrepräsentierten kleinen Fliessgewässer stark vertreten sind. Die Stichprobe gibt somit eine Übersicht über die Gesamtheit der Fliessgewässer der Schweiz, welche die verschiedenen Regionen, Höhenstufen und Fliessgewässertypen repräsentativ abbildet. Damit liefern die BDM-Daten eine gute Datengrundlage, um die Einflussfaktoren und die zeitliche Entwicklung der Gewässerinvertebraten in der Schweiz zu untersuchen. Eine Einschränkung besteht jedoch in Bezug auf Gewässer mit der Flussordnungszahl (FLOZ) 1 nach Strahler [16], die im BDM nicht beprobt werden. Der Grund dafür ist, dass diese Gewässer oft nur temporär Wasser führen und damit eine regelmässige Beprobung, wie sie das BDM verlangt, nicht gewährleistet wäre. Alle ausgewählten Gewässer werden in einem Rhythmus von fünf Jahren beprobt, was zu ungefähr 100 Erhebungen pro Jahr führt. Für die Probenahme wird die Anleitung aus dem Modul-Stufen-Konzept für Makrozoobenthos befolgt [15]. Alle Probenahmen erfolgen innerhalb der höhenstufenspezifischen prioritären Erhebungsfenster. Mittels «Kick-Sampling» werden acht Teilproben entnommen, die über die vorhandenen Substrate und Fliessgeschwindigkeiten verteilt werden. Die darin enthaltenen Invertebraten werden von Experten für die *Taxa Ephemeroptera* (Eintagsfliegen), *Plecoptera* (Steinfliegen) und *Trichoptera* (Köcherfliegen) auf Artniveau bestimmt. Einzelne schwierig zu bestimmende Arten dieser Gruppen wurden zu Artkomplexen zusammengefasst. Die restlichen *Taxa* werden gemäss IBCH-Laborprotokoll auf Familienniveau bestimmt [15]. Die Anzahl der Individuen wird für jedes *Taxon* erfasst, wobei bei mehr als zehn Individuen die Abundanzklassen 11–100, 101–1000 und > 1000 verwendet werden.

Die Untersuchungsperiode der vorliegenden Arbeit umfasst die Jahre 2010 bis 2017. In dieser Periode wurden 57% der Probenahmestellen zweimal untersucht, die restlichen nur einmal. Insgesamt liegen 772 Messwerte von 492 Probenahmestellen vor.

KENNGRÖSSEN DER GEWÄSSERINVERTEBRATEN

Als Kenngrößen für die Gewässerinvertebraten einer Probenahmestelle berechneten wir den SPEAR-Index und die EPT-Artanzahl. Der SPEAR-Index indiziert die Pestizidbelastung von Fliessgewässern anhand der Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaften. Für die vorliegende Arbeit wurde die kürzlich aktualisierte Berechnungsformel verwendet (Formel (2) in [17]). Auf eine Normierung wurde hingegen verzichtet, da die in [17] verwendete Normierungskonstante nicht für Schweizer Verhältnisse entwickelt wurde. Der Wertebereich des SPEAR-Index liegt also weiterhin zwischen 0 und 100. Je grösser der Wert, desto unbelasteter ist ein Gewässer. Die EPT-Artanzahl ergibt sich aus der Gesamtzahl an Arten (respektive einzelne Artkomplexe bei schwierig zu bestimmenden Arten) aus den Ordnungen *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* [18].

ERKLÄRENDE VARIABLEN

Um die Variation des SPEAR-Index respektive der EPT-Artanzahl zwischen den Probenahmestellen zu erklären, wurden die folgenden Variablen gemäss [19, 20] verwendet:

- (1) Die geschätzte Insektizidanwendungsrate im Einzugsgebiet der Probenahmestelle, die aus den Anteilen der verschiedenen Anbauflächen im Einzugsgebiet gewichtet nach der Häufigkeit ihrer mittleren Anzahl Insektizidanwendungen berechnet wurde (Gewichtung der verschiedenen Kulturen gemäss [20]: Raps = 1,83; Gemüse = 2,66; Obst = 3,1; Reben = 0,37; Kartoffeln = 0,44; Getreide = 0,03; Hülsenfrüchte = 0,38; Zuckerrüben = 0,07; Mais = 0,01). Die Anteile der verschiedenen Anbauflächen im Einzugsgebiet stammten aus der Einzugsgebietsgliederung Schweiz (EZGG-CH) des Bundesamtes für Umwelt (Stand 2016). Bei der Insektizidanwendungsrate handelt es sich somit nicht um die tatsächlich verwendete Insektizidmenge, sondern um eine Schätzung der Anzahl Insektizidanwendungen pro Jahr, basierend auf den Anbauflächen der unterschiedlichen Kulturen im Einzugsgebiet einer Probenahmestelle. Andere Einflussgrößen wie zum Beispiel Feinsedimente oder Nährstoffe könnten ebenso mit dieser Variablen korreliert sein.
- (2) Die vor Ort erfasste Ökomorphologie gemäss Modul-Stufen-Konzept, welche die Beeinflussung der Gewässer und ihrer unmittelbaren Umgebung durch menschliche Bauaktivitäten und Nutzungsformen misst (Punktbereich von 0 = natürlich bis 12 = künstlich; [8]).
- (3) Die Gewässertemperatur entspricht der Temperatur des Gewässers einer Probenahmestelle in den Sommermonaten um 7.00 Uhr am Morgen. Diese Gewässertemperatur wurde mit einem linearen Modell geschätzt, das mit den zwischen 2006 und 2015 erhobenen Messungen von 58 Messstationen der Schweiz kalibriert wurde [20].

STATISTISCHE ANALYSEN

Um den Zusammenhang zwischen Kenngrößen der Gewässerfauna (SPEAR-Index oder EPT-Artanzahl) und den drei erklärenden Variablen zu untersuchen, wurden multiple lineare Modelle verwendet mit dem SPEAR-Index respektive der EPT-Artanzahl als abhängige Variable und den linearen Effekten der drei erklärenden Variablen als Prädiktoren. Bei Probenahmestellen mit mehreren Aufnahmen wurde der Mittelwert des SPEAR-Index respektive der EPT-Artanzahl verwendet. Um die Interpretierbarkeit der Regressionskoeffizienten zu erleichtern, wurden die

erklärenden Variablen wie folgt zentriert und standardisiert [21]: Die Insektizidanwendungsrate wurde auf 0,1 zentriert (d.h. 0,1 wurde von den geschätzten Insektizidanwendungsraten abgezogen) und mit 0,1 standardisiert (d.h. nach der Zentrierung wurden die Werte noch durch 0,1 geteilt). Die Ökomorphologie wurde auf 3 zentriert und mit 2 standardisiert. Die Gewässertemperatur wurde auf 15 °C zentriert und mit 2 °C standardisiert.

Bei der Interpretation der Resultate lag die Konzentration auf dem Vergleich der Effektgrößen. Als zusätzliche Hilfe wird für die Interpretation der Resultate wo sinnvoll auch der P-Wert oder der 95%-Vertrauensintervall angegeben. Da eine dichotome Interpretation in signifikante und nicht signifikante Resultate häufig zu Fehlschlüssen führt [22], wird folgende Interpretation von P-Wert und Vertrauensintervall verwendet: Der P-Wert ist ein Mass zwischen 0 und 1, das

angibt, wie gut die beobachteten Daten zum Modell inklusive aller gemachten Annahmen passt. Da die Nullhypothese nur eine von vielen Annahmen ist, kann ein kleiner P-Wert bedeuten, dass die Nullhypothese nicht stimmt (traditionelle Interpretation), aber genauso gut, dass eine der vielen weiteren Annahmen nicht stimmt. Analog dazu wird der Vertrauensintervall als Kompatibilitätsintervall bezeichnet, der die Effektgrößen umschließt, die mit dem Modell, das zur Berechnung des Intervalls verwendet wurde, kompatibel sind.

RESULTATE

Insgesamt wurden 222 einheimische EPT-Arten nachgewiesen mit durchschnittlich 16,1 (\pm 7,5 Standardabweichung) Arten pro Erhebung. Nicht einheimische EPT-Arten konnten in den BDM-Erhebungen bisher noch nicht nachgewiesen werden. Der durchschnittliche SPEAR-Index betrug 37,5 (\pm 13,9).

Die linearen Modelle zeigten, dass die beiden Kenngrößen der Gewässerinvertebraten – der SPEAR-Index und die EPT-Artenzahl – sehr ähnlich auf die Insektizidanwendungsrate und die Ökomorphologie eines Gewässers reagieren: steigt die mittlere Insektizidanwendungsrate um 0,1 Anwendungen pro Jahr, dann sinkt der SPEAR-Index um durchschnittlich 17% und die EPT-Artenvielfalt um durchschnittlich 20% (Effekt der Insektizidanwendungsrate in Tab. 1). Der negative Effekt der Insektizidanwendungsrate auf die EPT-Artenvielfalt war also leicht grösser als der negative Effekt auf den SPEAR-Index. Ähnlich verhält es sich mit dem Einfluss der Ökomorphologie: Nahm die Ökomorphologie um 2 Punkte zu, was einer Verschlechterung der Ökomorphologie entspricht, verringerte sich sowohl der SPEAR-Index wie auch die EPT-Artenzahl um etwa 6% (Effekt der Ökomorphologie in Tab. 1).

Die Gewässertemperatur einer Probenahmestelle hatte hingegen eine entgegengesetzte Wirkung auf den SPEAR-Index und die EPT-Artenzahl. Während der SPEAR-Index bei einer Zunahme der Gewässertemperatur zwischen zwei Probenahmestellen um 2 °C leicht sank, stieg die EPT-Artenzahl um 8% (Effekt der Gewässertemperatur in Tab. 1). Diesen unterschiedlichen Effekt der Gewässertemperatur auf den SPEAR-Index und die EPT-Artenzahl verdeutlicht auch Figur 2.

Erklärende Variable	Einheit	Regressionskoeffizient	Standardfehler	P-Wert
a) SPEAR-Index				
Insektizidanwendungsrate (Anzahl Insektizidanwendungen pro Jahr)	0,1	-16,9%	2,4	<0,001
Ökomorphologie (Punktbereich von 0 = natürlich bis 12 = künstlich)	3	-5,7%	1,3	<0,001
Gewässertemperatur [°C in Sommermonaten um 7 Uhr am Morgen]	2	-1,4%	0,9	0,097
b) EPT-Artenzahl				
Insektizidanwendungsrate (Anzahl Insektizidanwendungen pro Jahr)	0,1	-20,1%	2,6	<0,001
Ökomorphologie (Punktbereich von 0 = natürlich bis 12 = künstlich)	3	-6,4%	1,4	<0,001
Gewässertemperatur [°C in Sommermonaten um 7 Uhr am Morgen]	2	8,4%	0,9	<0,001

Tab. 1 Zusammenhang zwischen den drei erklärenden Variablen und dem SPEAR-Index (a) respektive der EPT-Artenzahl (b). Angegeben ist die Einheit der erklärenden Variablen, der Regressionskoeffizient des linearen Modells mit der Schätzgenauigkeit (Standardfehler) und der P-Wert für die Nullhypothese, dass die entsprechende erklärende Variable keinen Effekt hat (d. h. Regressionskoeffizient = 0). Der Regressionskoeffizient beschreibt die Veränderung des SPEAR-Index respektive der EPT-Artenzahl in %, wenn die entsprechende Variable um eine Einheit steigt. Ein Wert von 100% entspricht dem y-Achsenabschnitt des linearen Modells. Beim SPEAR-Index entspricht der y-Achsenabschnitt 32,3 und bei der EPT-Artenzahl 16,5.

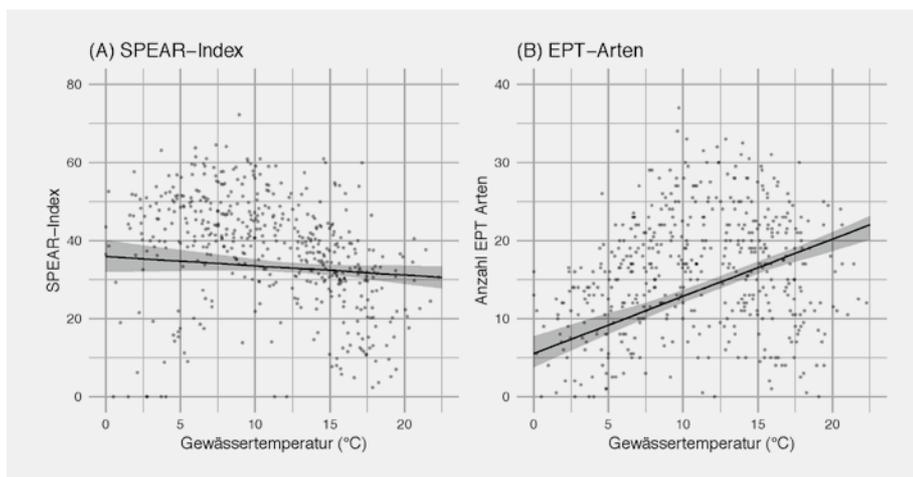


Fig. 2 Zusammenhang zwischen Gewässertemperatur und den zwei Kenngrößen der Gewässerfauna: (A) SPEAR-Index und (B) EPT-Artenzahl. Die Punkte geben die tatsächlich gemessenen Werte der 492 Probenahmestellen an. Die Linie gibt den linearen Zusammenhang zwischen Gewässertemperatur und den Kenngrößen für die Gewässerfauna an, wobei auch die Unterschiede in der Insektizidanwendungsrate und der Ökomorphologie zwischen den Probenahmestellen berücksichtigt wurden. Die grauen Bereiche geben das 95%-Kompatibilitätsintervall des linearen Trends an.

Die zeitliche Veränderung zwischen 2010 und 2017 verlief deutlich unterschiedlich zwischen dem SPEAR-Index und der EPT-Artenzahl: Währenddem der SPEAR-Index schwach abgenommen hat (Verschlechterung von -3,2% zwischen 2010 und 2017), zeigt die EPT-Artenzahl eine positive Entwicklung (+14,9% zwischen 2010 und 2017; Fig. 3). Wenn basierend auf den Ergebnissen der drei Einflussgrößen in *Tabelle 1* eine solche Vorhersage zur zeitlichen Veränderung gemacht werden soll, dann gelingt dies nur unter der Annahme, dass die Gewässertemperatur zwischen 2009 und 2017 zugenommen hat. Die zeitlichen Veränderungen scheinen aber insbesondere beim SPEAR-Index nicht in allen Regionen gleich zu verlaufen. Um dies zu veranschaulichen, wurden die Probenahmestellen anhand der biogeografischen Regionen der Schweiz [23] in zwei Gruppen unterteilt: Alpenbogen (Alpen Nordflanke, Westliche und Östliche Zentralalpen, Alpensüdflanke) und übrige (Mittelland, Jura). Damit die Resultate zwischen den beiden Gruppen besser vergleichbar sind, wurden nur die Flächen der kollinen und montanen Höhenstufe berücksichtigt. Der SPEAR-Index lag im Alpenbogen zwar auf einem höheren Niveau als im Jura und Mittelland, was auf eine bessere Gewässerqualität im Alpenbogen hinweist, aber er nahm hier in der Untersuchungsperiode eher ab, was auf eine zunehmende Verschlechterung der Gewässerqualität hinweisen könnte (Fig. 4). Eine solche Abnahme der Gewässerqualität ist für die Untersuchungsflächen im Mittelland und Jura nicht erkennbar.

DISKUSSION

Während der SPEAR-Index den Anteil der sensitiven *Taxa* basierend auf Abundanzdaten angibt und für die Indikation der Pestizidbelastung von Fließgewässern entwickelt wurde, wird im BDM die Anzahl Arten der *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* (EPT) als Indikator für die Veränderung der Biodiversität in Fließgewässern gemessen. Trotz dieser unterschiedlichen Berechnungen und Ziele reagieren SPEAR-Index und EPT-Artenzahl erstaunlich ähnlich sowohl auf die Insektizidanwendungsrate im Einzugsgebiet wie auch auf die Ökomorphologie des Gewässerabschnittes. Auf eine Erhöhung der Gewässertemperatur hingegen reagiert der SPEAR-Index eher

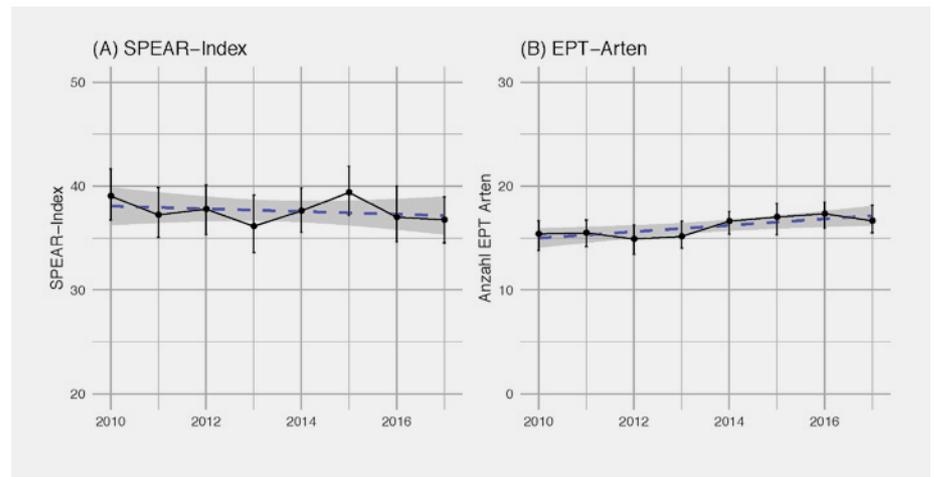


Fig. 3 Zeitliche Veränderung (A) des SPEAR-Index und (B) der EPT-Artenzahlen. Diese Angaben basieren auf Probenahmestellen mit zeitlich wiederholten Aufnahmen. In beiden Grafiken sind die mittleren Jahreswerte inklusive des 95%-Kompatibilitätsintervalls in schwarz dargestellt. Zudem wurde eine Regressionsgerade (gestrichelte Linie mit 95%-Kompatibilitätsintervall in grau) durch die mittleren Jahreswerte gelegt.

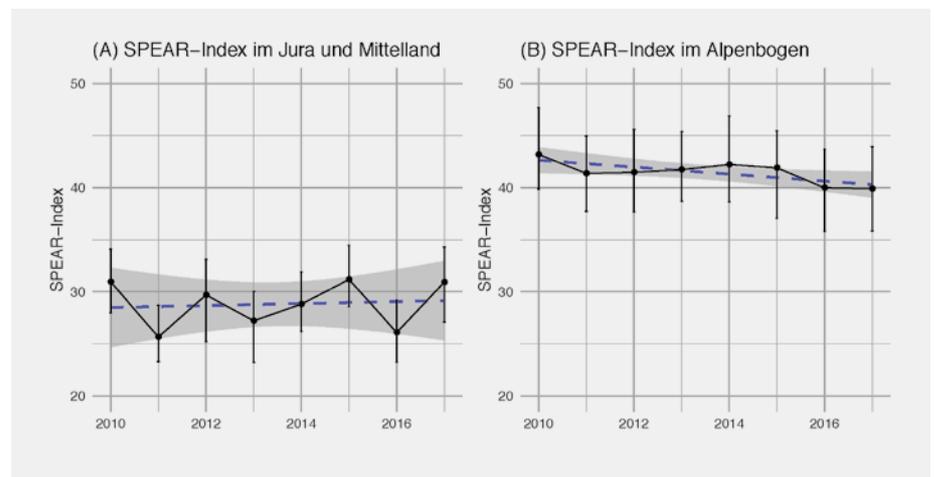


Fig. 4 Zeitliche Veränderung des SPEAR-Index im (A) Jura und Mittelland und (B) im Alpenbogen. In beiden Grafiken wurden nur die Flächen der kollinen und montanen Höhenstufe berücksichtigt (Jura und Mittelland: 168 Probenahmestellen; Alpenbogen: 153 Probenahmestellen). Dargestellt sind die mittleren Jahreswerte inklusive des 95%-Kompatibilitätsintervalls in schwarz. Zudem wurde eine Regressionsgerade (gestrichelte Linie mit 95%-Kompatibilitätsintervall in grau) durch die mittleren Jahreswerte gelegt.

mit einer Abnahme, während die EPT-Artenzahl deutlich steigt.

Die Insektizidanwendungsrate schätzt die mittlere Anzahl Insektizidanwendungen pro Jahr im Einzugsgebiet eines Gewässers und ist somit ein Indikator für den Gebrauch von Insektiziden. Es ist deshalb nicht überraschend, dass sich eine höhere Insektizidanwendungsrate negativ auf den SPEAR-Index auswirkt. Da viele Arten der *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* empfindlich gegenüber PSM sind, sinkt auch die EPT-Artenzahl mit zunehmender Insektizidanwendungsrate. Dieses Resultat deckt sich mit den Resultaten einer Studie über die Makrozoobenthos-Zusam-

mensetzung von kleinen Fließgewässern in der Schweiz, die eine schlechtere Wasserqualität für Gewässer mit einem grossen Anteil Ackerbau und Dauerkulturen im Einzugsgebiet ausweist [24].

Die Morphologie eines Gewässers beeinflusst die Invertebraten in zweierlei Hinsicht: direkt durch den Einfluss von Verbauungen [25], aber auch indirekt durch eine erhöhte Sensitivität der Organismen auf PSM. So fällt der SPEAR-Wert bei ähnlicher PSM-Konzentration in Gewässern mit begradigtem und verbautem Flussbett tiefer aus als in Gewässern mit einem natürlichen Flussbett [26]. In Gewässern, wo bereits negative

Einflüsse vorhanden sind, scheinen die Gewässerlebewesen somit empfindlicher auf zusätzliche Belastungen zu reagieren. Gerade bei Gewässerabschnitten in landwirtschaftlich geprägten Gebieten ist es häufig so, dass diese durch eine hohe Insektizidanwendungsrate im Einzugsgebiet belastet sind und gleichzeitig einen erhöhten Nährstoffeintrag und einen unnatürlichen Zustand aufweisen. Tatsächlich sind im untersuchten Datensatz die Insektizidanwendungsrate und die Ökomorphologie miteinander korreliert ($r = 0,31$). In solchen Fällen ist es methodenbedingt schwierig, den Effekt der Insektizidanwendungsrate eindeutig vom Effekt der Ökomorphologie zu trennen. Diese Unsicherheit ist bei der Interpretation der Resultate zu berücksichtigen.

DANKSAGUNG

Die Erfassungen der Gewässerinsekten wird durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Rahmen des BDM finanziert. Für die Bereitstellung und Aufarbeitung der erklärenden Variablen bedanken wir uns herzlich bei der Eawag. Ebenso möchten wir uns ganz herzlich bei den diversen FeldmitarbeiterInnen und BestimmerInnen bedanken. *Tabea Kipfer, Lukas Kohli, Yael Schindler Wildhaber und Nele Schuwirth* haben wertvolle Kommentare zum Manuskript gegeben.

Interessant ist die unterschiedliche Reaktion der beiden *Indices* auf eine steigende Wassertemperatur. Der SPEAR-Index scheint mit steigenden Temperaturen eine leichte Verschlechterung der Gewässerqualität anzuzeigen. Dies könnte allenfalls auch durch die Unterschiede der natürlichen Artzusammensetzung zwischen tief gelegenen warmen und hoch gelegenen kalten Gewässern begründet sein. Jedoch ist auch bekannt, dass PSM bei höheren Temperaturen stärkere Auswirkungen auf die Gewässerfauna haben können [27]. Im Gegensatz zum SPEAR-Index nimmt die EPT-Artenzahl mit steigender Temperatur deutlich zu. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich in den optimalen Temperaturbereichen vieler EPT-Arten. Während in den kälteren Quellregionen nur wenige spezialisierte Arten vorkommen, können in den wärmeren Regionen eine grössere Anzahl an Arten leben. So fand eine Studie zur Verletzlichkeit von EPT-Arten in alpinen Quallen eine positive Korrelation

zwischen dem Vorkommen von EPT-Aren und der mittleren Jahrestemperatur [28]. Die präsentierten Resultate zu den zeitlichen Entwicklungen sind mit Vorsicht zu interpretieren, da die Untersuchungsperiode (2010–2017) erst kurz war und nur ein Teil der Probenahmestellen zweimal untersucht wurden. Trotzdem deuten die Resultate zum zeitlichen Verlauf von SPEAR-Index und EPT-Artenzahl auf gewisse Trends hin, namentlich, dass sich die beobachteten zeitlichen Veränderungen der Gewässerfauna am besten mit steigenden Wassertemperaturen erklären lassen: Da der SPEAR-Index eher negativ und die EPT-Artenzahl positiv mit der Wassertemperatur korreliert ist (Fig. 2), erwartet man bei steigenden Wassertemperaturen einen konstanten oder leicht sinkenden SPEAR-Index und eine steigende EPT-Artenzahl. Diese Erwartung deckt sich mit den tatsächlich beobachteten zeitlichen Veränderungen in Fig. 3. Daraus lässt sich schliessen, dass die Zunahme der Wassertemperatur gegenwärtig ein wichtiger Treiber von Veränderungen der Schweizer Fliessgewässerfauna ist und dass andere wichtige Effekte wie beispielsweise eine Verbesserung der Ökomorphologie bei einzelnen Gewässern, die aufgewertet wurden, dadurch überdeckt werden. Die vorgeschlagene Anpassung der schweizweiten Erhebungen der Wassertemperatur an die neuen Herausforderungen sind in diesem Kontext sicherlich sinnvoll [29]. Die beobachteten räumlichen Unterschiede in der Entwicklung des SPEAR-Index deuten jedoch darauf hin, dass auch weitere Faktoren als nur die Wassertemperatur zu einer Veränderung der Gewässerinvertebraten zwischen 2010 und 2017 führten. Auffallend ist in diesem Zusammenhang die negative Entwicklung des SPEAR-Index in den tieferen Lagen (kolline und montane Stufe) des Alpenbogens (Alpennordflanke, Zentralalpen und Alpensüdflanke) im Gegensatz zur eher konstanten Entwicklung des SPEAR-Index in denselben Höhenlagen im Mittellandes und Jura (Fig. 4). Diese unterschiedliche Entwicklung könnte sich dadurch erklären lassen, dass die Artgemeinschaften im Alpenbogen sensibler auf die Erwärmung der Gewässer reagieren als im Mittelland und Jura. Eine alternative Erklärung könnte auch sein, dass die Landwirtschaft im Alpenraum teilweise intensiver wird. Neben den Insektiziden scheinen sich

auch andere Aspekte der Intensivierung der Landwirtschaft negativ auf die Gewässerinvertebraten auszuwirken: So ist beispielsweise die Nitratkonzentration in einem Gewässer negativ mit dem SPEAR-Index korreliert [30]. Die Landwirtschaft im Alpenbogen ist gegenwärtig noch deutlich weniger intensiv als im Mittelland und Jura, was sich in einem höheren SPEAR-Index im Alpenbogen (Fig. 4b) im Vergleich zum Mittelland und Jura (Fig. 4a) widerspiegelt. Jedoch gibt es verschiedene Hinweise, dass sich die Landwirtschaft in den Alpentälern zunehmend intensiviert. Zum Beispiel wird die Intensivierung der Landwirtschaft in den Alpentälern als Grund für den Rückgang etlicher Vogelarten des Kulturlandes wie beispielsweise dem Braunkehlchen aufgeführt [31]. Die Abnahme des SPEAR-Index seit 2010 ist ein Hinweis, dass sich eine solche Intensivierung auch auf die Qualität der Gewässer in den Alpen negativ auswirkt.

SCHLUSSFORDERUNG

Sowohl Einträge von Insektiziden wie auch eine Verschlechterung der Ökomorphologie beeinträchtigen die Gewässerfauna in der Schweiz. Dies zeigt, wie wichtig die Massnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität und der Ökomorphologie von Fliessgewässern sind. Besonders in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen wie dem Mittelland und dem Jura ist dies nötig, um die Gewässerfauna zu fördern. Gegenwärtig scheint sich aber besonders die Erwärmung der Wassertemperatur auf die Gewässerfauna auszuwirken und zu einer tief greifenden Veränderung der Artgemeinschaften zu führen.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Wittmer, I.; Moschet, C.; Simovic, J. et al. (2014): Über 100 Pestizide in Fliessgewässern – Programm NAWA SPEZ zeigt die hohe Pestizid-Belastung der Schweizer Fliessgewässer auf. *Aqua & Gas*; 32–43
- [2] Langer, M.; Junghans, M.; Spycher, S. et al. (2017): Hohe ökotoxikologische Risiken in Bächen – NAWA SPEZ untersucht Bäche in Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. *Aqua & Gas*; 58–68
- [3] Doppler, T.; Mangold, S.; Wittmer, I. et al. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen – NAWA-SPEZ-Kampagne untersucht Bäche in Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. *Aqua & Gas*; 46–56
- [4] Junghans, M.; Langer, M.; Baumgartner, C. et al. (2019): Ökotoxikologische Untersuchungen: Risiko

- von PSM bestätigt. NAWA-SPEZ-Studie 2017 zeigt Beeinträchtigung von Gewässerorganismen. *Aqua & Gas*; 26–34
- [5] Spycher, S.; Teicher, R.; Vonwyl, E. et al. (2019): Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. NAWA SPEZ 2017: Kleine Gewässer in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft verbreitet betroffen. *Aqua & Gas*; 14–25
- [6] Braun, C.; Gälli, R.; Leu, C. et al. (2015): Mikroverunreinigungen in Fliessgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse. Bundesamt für Umwelt, Bern
- [7] Müller, S.; Sieber, U.; Estoppey, R. et al. (2018): Unsere Gewässer – Schutz und Weiterentwicklung. *Aqua & Gas*, https://www.aquaetgas.ch/wasser/gewaesser/20180329_ag4_gewaesser_schutz-und-weiterentwicklung-unserer-gewaesser/
- [8] Zeh Weissmann, H.; Köntzer, C.; Bertiller, A. (2009): Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand Nr. 0926, p. 100
- [9] Harper, MP.; Peckarsky, BL. (2006): Emergence cues of a Mayfly in a high-altitude stream ecosystem: potential response to climate change. *Ecol Appl*; 16: 612–621
- [10] Haidekker, A.; Hering, D. (2008): Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquat Ecol*; 42: 463–481
- [11] Lubini-Ferlin, V. (2011): Wasserinsekten (Vol. Nr. 63). Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen
- [12] Liess, M.; Schulz, R.; Berenzen, N. et al. (2001): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fliessgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland
- [13] Liess, M.; Von Der Ohe, PC. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ Toxicol Chem*; 24: 954–965
- [14] Liess, M.; Schäfer, RB.; Schriever, CA. (2008): The footprint of pesticide stress in communities – Species traits reveal community effects of toxicants. *Sci Total Environ*; 406: 484–490
- [15] Stucki, P. (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos – Stufe F (flächendeckend). Bern, <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01603/index.html?lang=de>
- [16] Strahler, A. (1952): Dynamic basis of geomorphology. *GSA Bull*; 63: 923–938
- [17] Knillmann, S.; Orliński, P.; Kaske, O. et al. (2018): Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Sci Total Environ*; 630: 1619–1627
- [18] BDM (2018): Anleitung für die Laborarbeit zum Indikator «Z9-Gewässerinsekten». Bern, www.biodiversitymonitoring.ch
- [19] Caradima, B.; Schuwirth, N.; Reichert, P.: From individual to joint species distribution models: a comparison of community modelling and prediction
- [20] Vermeiren, P.; Reichert, P.; Schuwirth, N.: Pushing prediction boundaries by integrating prior information on ecological preferences in multi-species distribution models
- [21] Schielzeth, H. (2010): Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods Ecol Evol*; 1: 103–113
- [22] Amrhein, V.; Korner-Nievergelt, F.; Roth, T. (2017): The earth is flat ($p > 0.05$): significance thresholds and the crisis of unreplicable research. *PeerJ*; 5: e3544
- [23] Gonseth, Y.; Wohlgemuth, T.; Sansonnes, B. et al. (2001): Die biogeografischen Regionen der Schweiz. Erläuterungen und Einteilungsstandard. *Umwelt Materialien Nr. 137 2001*; 48
- [24] Leib, V. (2015): Makrozoobenthos in kleinen Fliessgewässern – Schweizweite Auswertung. *Aqua & Gas 2015*; 66–75
- [25] Beketov, MA.; Foit, K.; Schäfer, RB. et al. (2009): SPEAR indicates pesticide effects in streams – comparative use of species- and family-level bio-monitoring data. *Environ Pollut*; 157: 1841–1848
- [26] Rasmussen, JJ.; Wiberg-Larsen, P.; Baattrup-Pedersen, A. et al. (2012): Stream habitat structure influences macroinvertebrate response to pesticides. *Environ Pollut*; 164: 142–149
- [27] Singh, V.; Singh, DK. (2009): The effect of abiotic factors on the toxicity of cypermethrin against the snail *Lymnaea acuminata* in the control of fascioliasis. *J Helminthol*; 83: 39–45
- [28] Küry, D.; Lubini, V.; Stucki, P. (2018): Verletzlichkeit von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen alpiner Quellen gegenüber Klimaveränderungen. *Jahrb. des Vereins zum Schutz der Bergwelt*; 83: 199–218
- [29] Herold, T. (2018): Temperaturmonitoring der Fliessgewässer. Anpassung an zukünftige Herausforderungen. *Aqua & Gas*; 54–59
- [30] Burdon, FJ.; Munz, NA.; Reyes, M. et al. (2019): Science of the Total Environment Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. *Sci Total Environ*; 659: 1256–1265
- [31] Knaus, P.; Antoniazza, S.; Wechsler, S. et al. (2018): Schweizer Brutvogelatlant 2013–2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein

> SUITE DU RÉSUMÉ

avec une intensité similaire à ces facteurs d'influence. En revanche, l'indice SPEAR est faiblement corrélé négativement et le nombre d'espèces EPT positivement avec la température de l'eau. L'augmentation des températures aquatiques pourrait expliquer la légère diminution de l'indice SPEAR et la nette augmentation du nombre d'espèces EPT entre 2010 et 2017. Bien que les résultats doivent être interprétés avec précaution, il semblerait que l'augmentation des températures aquatiques soit un moteur important des modifications de la faune des cours d'eau.

WASSER ▼ BODEN ▼ LUFT

Analytische Untersuchungen und Beratung

envilab

ANALYTIK AUS LEIDENSCHAFT

ENVILAB AG
Mühlethalstrasse 25, 4800 Zofingen
T 062 745 70 50, www.envilab.ch