

fischnetz- publikation

**Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz»
Projet «Réseau suisse poissons en diminution»**

**Emme, Necker, Lichtensteiner Binnenkanal, Venoge:
Gebietscharakterisierung, Pestizidmessungen,
Toxizitätsabschätzung**

Teilprojekt-Nr. 01/15
Christian Götz, Nathalie Chèvre, Heinz Singer, Stephan Müller
EAWAG
April 2003

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	4
1.1 TEILPROJEKT TESTGEBIETE: PESTIZIDMESSUNGEN	4
1.2 UNTERSUCHTE PESTIZIDE	4
2. EINTRAG VON PESTIZIDEN IN NATÜRLICHE GEWÄSSER	6
2.1 EINTRAGSPFADE VON PESTIZIDEN IN NATÜRLICHE GEWÄSSER	6
2.2 EINSATZGEBIETE UND APPLIKATIONSPERIODEN DER UNTERSUCHTEN PESTIZIDE	7
3. CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHTEN GEBIETE	8
3.1 ALLGEMEINE CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHTEN GEWÄSSER UND DEREN EINZUGSGEBIETE	8
3.2 CHARAKTERISIERUNG DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZUNGS-FLÄCHEN	8
3.3 ANGEBAUTE KULTUREN IN DEN UNTERSUCHUNGSGEBIETEN	9
4. BEPROBUNG, MESSUNG UND MESSDATEN	11
4.1 BEPROBUNG DER AUSGEWÄHLTEN FLIESSGEWÄSSER	11
4.2 MESSUNG DER WASSERPROBEN	12
4.2.1 <i>Allgemeine Angaben</i>	12
4.2.2 <i>Analytische Methode</i>	12
4.2.3 <i>Qualitätssicherung</i>	13
5. RESULTATE UND DISKUSSION	14
5.1 VORKOMMEN DER PESTIZIDE IM NECKER UND LICHTENSTEINER BINNENKANAL	14
5.2 VORKOMMEN DER PESTIZIDE IN DER EMME	14
5.3 VORKOMMEN DER PESTIZIDE IN DER VENOGGE	17
5.4 ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEURTEILUNG DER GEMESSENEN PESTIZIDE	19
5.4.1 <i>Berechnung der PNEC-Werte</i>	19
5.4.2 <i>Berechnung der EQS-Werte</i>	20
5.4.3 <i>Berechnung des Risikos für die Fische und das aquatische Ökosystem</i>	20
6. SCHLUSSFOLGERUNGEN	22
7. LITERATURANGABEN	23
ANHANG:	
1. KONZENTRATIONEN (MED, MIN-MAX) UND RISIKOQUOTIENTEN	
2. DETAILLIERTE MESSRESULTATE	

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurden vier verschiedene Fließgewässer (Emme, Necker, Lichtensteiner Binnenkanal und Venoge) auf das Vorkommen von Pestiziden untersucht. Die Auswahl der Pestizide wurde nach der analytischen Messbarkeit und nach dem mengenmässigen Einsatz getroffen. Es wurden Verbindungen aus den Substanzklassen der Triazine, Acetamide, Phenylharnstoffe, Organophosphate, Phenoxysäuren, Benzoesäuren und Triketonen untersucht. Im Vorfeld der Messungen wurde durch das Analysieren einiger für den Pestizeintrag relevanten Parameter der Einzugsgebiete (Landwirtschaftliche Nutzungsflächen, angebaute Kulturen) abgeschätzt welche Gewässer höchstwahrscheinlich besonders belastet sind und in welchen eher tiefe Konzentrationen erwartet werden können. Diese Einschätzungen wurden durch die Messungen bestätigt. Wie zu erwarten war, wurden in der Emme und in der Venoge, welche durch landwirtschaftlich stark genutzte Gebiete fließen, Pestizidkonzentrationen im Bereich von wenigen bis mehreren hundert ng/l gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden vom weit verbreiteten Maisherbizid Atrazin gemessen (Venoge Ecublens, 764 ng/l). In den anderen beiden Gebieten bewegten sich die gemessenen Pestizidkonzentrationen in der Nähe der Bestimmungsgrenzen um 10 ng/l.

Die gemessenen Konzentrationen in Emme und Venoge wurden nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten beurteilt. Dabei wurden die gemessenen Konzentrationen mit berechneten PNEC¹ und EQS²-Werten verglichen und dabei das Risiko für die Fische (PNEC) und das Risiko für das gesamte aquatische Ökosystem (EQS) ermittelt. Für die Fische konnte in keinem der untersuchten Gebiete ein eindeutiges Risiko gefunden werden. Für das gesamte aquatische Ökosystem scheinen Diazinon und Diuron ein potentielles Risiko zu bedeuten. Das durch diese Verbindungen verursachte erhöhte Risiko für das aquatische Ökosystem ist vor allem aufgrund des relativ zu den anderen Pestiziden toxischeren Charakters zustande gekommen. Die gemessenen Konzentrationen waren nicht höher als für andere Pestizide. Indirekte Effekte auf die Fische durch die mögliche Schädigung des aquatischen Ökosystems können nicht ausgeschlossen werden.

Um das Risiko der Pestizide genauer zu beschreiben, müssten im weiteren nicht nur die Risiken beschrieben werden, welche von den einzelnen Pestiziden ausgehen, sondern auch die der Pestizidmischungen. Über Effekte von Mischungen ist bis anhin jedoch noch relativ wenig bekannt.

¹ Predicted No Effect Concentration

² Environmental Quality Standard

1. Einleitung

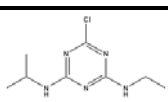
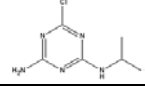
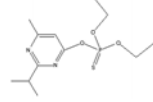
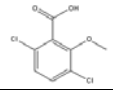
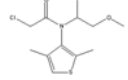
1.1 Teilprojekt Testgebiete: Pestizidmessungen

Im Rahmen des Projektes Fischnetz, wo der Einfluss unterschiedlicher Umweltfaktoren auf die Fische untersucht wird, wurden verschiedene Gewässer auf Pestizide geprüft. Es wurden die im Fischnetz-Teilprojekt ‚Testgebiete‘ definierten Gewässer untersucht. Dabei handelt es sich um vier unterschiedliche Fließgewässer: Emme, Venoge, Lichtensteiner Binnenkanal und Necker. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Eigenschaften der Einzugsgebiete dieser Fließgewässer können, in Bezug auf die Pestizidbelastung, beträchtliche Unterschiede zwischen den einzelnen Testgebieten erwartet werden. Um dies zu untersuchen wurde ein Beprobungskonzept im Rahmen des Projektes entwickelt, welches gewisse Aussagen bezüglich der Pestizidbelastung und deren möglichen Auswirkungen auf die Fische in den untersuchten Gewässern zulassen soll.

1.2 Untersuchte Pestizide

Da nicht alle der ca. 450 in der Schweiz zugelassenen Wirkstoffe analytisch gemessen werden können und auch viele der mengenmässig unwichtigen Pestizide nicht in den natürlichen Gewässern gefunden werden, wurde eine Auswahl der zu untersuchenden Pestizide getroffen. Die Auswahl wurde nach der oben erwähnten analytischen Messbarkeit und nach dem mengenmässigen Einsatz getroffen. Es wurden vor allem Herbizide ausgewählt, für welche zwar der direkte toxische Effekt auf die Fische im Vergleich zu Insektiziden eher gering ist, welche jedoch zu viel grösseren Mengen ausgebracht werden und auch in hohen Konzentrationen in Gewässern gemessen werden. Als wichtiges Insektizid wurde Diazinon aus der Gruppe der Organophosphate gemessen, welches in verschiedenen Untersuchungen schon in Gewässern gefunden wurde [1, 2].

Von Atrazin, einem Herbizid welches in grossen Mengen, aber nur in Maiskulturen verwendet wird, wurde auch der wichtigste Metabolit, Desethylatrazin, gemessen. In der untenstehenden Tabelle sind die untersuchten Pestizide sowie deren wichtigsten Substanzeigenschaften angegeben.

Trivialname	Anwendung/ Substanzklasse	Struktur	PK _a	Log K _{ow}
Atrazin	Herbizid/ Triazin		1.70	2.61
Desethylatrazin	Metabolit/ Triazin		n.a	n.a
Diazinon	Insektizid/ Organophosphat		n.a	3.81
Dicamba	Herbizid/ Benzosäure		1.97	2.21
Dimethenamid	Herbizid/ Acetamid		n.a	2.15

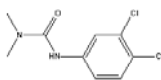
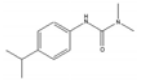
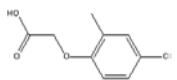
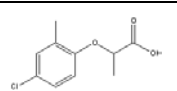
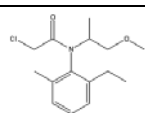
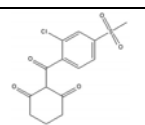
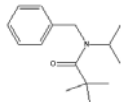
Diuron	Herbizid/ Phenylharnstoff		n.a	2.68
Isoproturon	Herbizid Phenylharnstoff		n.a	2.87
MCPA	Herbizid/ Phenoxysäure		3.07	0.46 (pH 5)
Mecoprop	Herbizid/ Phenoxysäure		3.10	1.26 (pH 7)
Metolachlor	Herbizid/ Acetamid		n.a	3.13
Sulcotrion	Herbizid/ Triketon		3.10	n.a
Tebutam	Herbizid/ Amid		n.a	n.a

Tabelle 1: Substanzklasse, Verwendungszweck und physikalisch-chemische Daten der untersuchten Pestizide nach [3] und www.chemfinder.camsoft.com. ^{n.a} Daten nicht verfügbar.

2. Eintrag von Pestiziden in natürliche Gewässer

2.1 Eintragspfade von Pestiziden in natürliche Gewässer

Je nach Einsatzgebiet der Pestizide und Gebietseigenschaften können die eingesetzten Pestizide auf verschiedenen Wegen in die natürlichen Gewässer gelangen. Atrazin, welches ausschliesslich in Maiskulturen, d.h. nur in der Landwirtschaft eingesetzt wird, gelangt gemäss einer Studie [1] im Gebiet des Greifensees hauptsächlich über diffuse Einträge in natürliche Gewässer. Unter diffusen Einträgen versteht man Einträge direkt vom Feld, beispielsweise Oberflächenabfluss und Drainagen bei Regenereignissen. Im Gegensatz dazu ist für Mecoprop, welches auch in relativ grossen Mengen in Siedlungsgebieten angewendet wird, der Eintrag über Abwasserreinigungsanlagen von grösserer Bedeutung. In der untenstehenden Abbildung sind die verschiedenen Eintragspfade aufgezeigt. Dabei wird zwischen Siedlungsraum, bei welchem die Pestizide hauptsächlich via Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen in die natürlichen Gewässer gelangen und Landwirtschaft, wo die diffusen Einträge von grösserer Bedeutung sind, unterschieden.

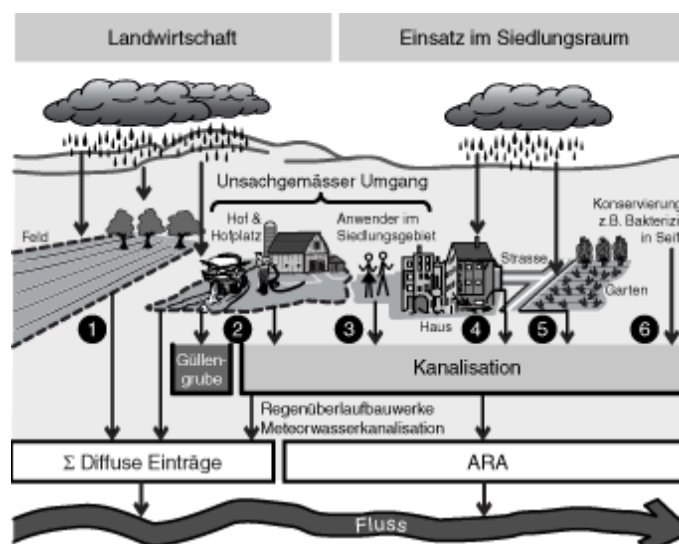


Abbildung 1: Wichtigste Einsatzgebiete und Eintragspfade für Pestizide in Oberflächengewässer: ❶ **Behandeltes Kulturland:** Abdrift während Applikation, Oberflächenabfluss und Drainagen bei Regenereignissen. ❷ **Hof und Hofplatz:** Unsachgemässer Umgang (Ansetzen der Spritzbrühe, Reinigung von Geräten und Gebinden). Diese Tätigkeiten können an Orten stattfinden, welche in die Kanalisation, in die Güllegrube oder direkt in einen Bach entwässern. ❸ **Dito wie ❷ für Anwender im Siedlungsgebiet.** ❹ **Pestizide im Materialschutz von Aussenbaumaterialien (Farben, Flachdachabdeckungen),** Abschwemmung während Regenereignissen. ❺ **Applikation in Hausgärten, auf Plätzen und auf Wegen,** Abschwemmung während Regenereignissen. ❻ **Materialschutz: z.B. Konservierungsmittel in Produkten, welche in die Kanalisation gelangen (z.B. Seife).** Abbildung nach [1]

Um abzuschätzen welche Eintragspfade für welche Pestizide von grösserer Bedeutung sind, muss man die verschiedenen Einsatzbereiche der Pestizide kennen.

2.2 Einsatzgebiete und Applikationsperioden der untersuchten Pestizide

Die meisten in der Landwirtschaft eingesetzten Pestizide werden relativ spezifisch auf bestimmten Kulturen und zu gewissen Perioden ausgebracht. Das erlaubt mit der Kenntnis der im Einzugsgebiet eines Gewässers angebauten Kulturen vorauszusagen welche Pestizide mit grosser Wahrscheinlichkeit im Gewässer gefunden werden. In der untenstehenden Tabelle sind die wichtigsten der gemessenen Pestizide, deren Einsatzgebiete und Hauptapplikationsperioden dargestellt. Es ist ersichtlich dass Atrazin, Metolachlor und Isoproturon ausschliesslich in der Landwirtschaft eingesetzt werden, während für MCPA, Diazinon, Mecoprop und Diuron verschiedenste andere Anwendungen in Siedlungsgebieten vorkommen.

Substanz	Landwirtschaftliche Applikationen Kulturen	Hauptapplikationsperiode	Einsatz ausserhalb Landwirtschaft
Atrazin	Mais	Mitte Mai bis Ende Juni	-
Diazinon	gering (Obstkulturen, Gemüse)	März bis Juni	Obstkulturen, Gemüse, Gartenbau
Dimethenamid	Mais, Ackerbohnen, Sonnenblumen	April bis Ende Juni	-
Diuron	Spargeln, Obstkulturen, Weinbau, forstliche Pflanzengärten	Ende April bis Ende Mai	Sträucher, Gehölze (ausserhalb Forst) Als Algizid: Dispersionsfarben, Putze Seit 1994 kein legaler Verkauf: Wege, Plätze
Isoproturon	Getreide	Mitte März bis Ende April	-
MCPA	Getreide, Kartoffeln, Wiesen, Weiden	Mitte März bis Ende April	Zier- und Sportrasen
Mecoprop	Getreide, Obstkulturen, Wiesen, Weiden	Mitte März bis Mitte Mai	Zier- und Sportrasen, wurzelfeste Flachdachabdeckungen
Metolachlor	Mais, Futterrüben, Zuckerrüben, diverse	April bis Ende Juni	-
Sulcotrion	Mais	Mitte Mai bis Ende Juni	-
Tebutam	Raps	September	-

Tabelle 2: Pestizide, ihre Einsatzgebiete und Hauptapplikationsperioden nach [1]

Aus den oben gezeigten Informationen wird deutlich, dass es möglich ist, mit Kenntnissen über die Einzugsgebiete der zu beurteilenden Gewässern, gewisse Voraussagen zu tätigen in Bezug auf die zu erwartenden Wirkstoffe und den Grad der Gewässerbelastung. Dazu müssen die Einzugsgebiete betreffend Grösse, landwirtschaftlicher Nutzung und Besiedlung charakterisiert werden.

3. Charakterisierung der untersuchten Gebiete

3.1 Allgemeine Charakterisierung der untersuchten Gewässer und deren Einzugsgebiete

Der Grad der Pestizidbelastung eines natürlichen Gewässers hängt von verschiedenen gebiets- und gewässerspezifischen Faktoren, wie Grösse des Einzugsgebietes, Intensität und Art der Landwirtschaft, Besiedlung, sowie von den Eigenschaften des untersuchten Gewässers und den topographischen Eigenschaften des Gebietes ab.

In der untenstehenden Tabelle sind die wichtigsten Grössen zur groben Charakterisierung der verschiedenen Einzugsgebiete der untersuchten Fliessgewässer aufgeführt. Es ist ersichtlich, dass sich die Untersuchungsgebiete betreffend Grösse des Einzugsgebietes und Grösse der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der besiedelten Fläche deutlich unterscheiden, die Verhältnisse der Fläche des Einzugsgebietes zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen jedoch sehr ähnlich sind. Vergleicht man die Gebäudeflächen inkl. Umschwung wird deutlich, dass im Gebiet der Necker deren Anteil etwa halb so gross ist wie bei der Emme und der Venoge. Für den Lichtensteiner Binnenkanal waren keine Daten verfügbar.

	Fläche des Einzugsgebietes	Landwirtschaftliche Nutzfläche	Gebäudeflächen und Umschwung	Abflussbereich April-September 2002
	(km ²)	(km ²)	(km ²)	(m ³ /s)
Emme	926	495	36	Min. 1.4, Max. 137
Venoge	240	136	14	Min. 0.7, Max. 23
Necker	127	70	3	Min. 0.6, Max. 46
Lichtensteiner Binnenkanal				Min. 2.1, Max. 16

Tabelle 3: Charakterisierung der Einzugsgebiete der untersuchten Gewässer. [4]

Aufgrund der oben angegebenen Parameter würde man für alle untersuchten Gewässer eine relativ ähnlich grosse Belastung erwarten. Da der Pestizideinsatz in der Landwirtschaft jedoch stark von der Art der Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen abhängt, ist für eine Abschätzung der Gewässerbelastung durch Pestizide unumgänglich die landwirtschaftlichen Nutzflächen genauer zu charakterisieren.

3.2 Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen

Die landwirtschaftliche Nutzfläche kann in verschiedene Kategorien, mit sehr unterschiedlichem Pestizideinsatz unterschieden werden. Den grössten Anteil am landwirtschaftlichen Pestizideinsatz machen die offenen Ackerflächen, das Rebland und die Obstkulturen aus. Unter offener Ackerfläche werden alle auf Äckern angebauten Kulturen, wie Getreide, Mais oder Kartoffeln zusammengefasst. Im weiteren sind flächenmässig die Dauergrünflächen und Kunstwiesen von Bedeutung auf welche jedoch viel geringere Mengen an Pestiziden ausgebracht werden.

In der untenstehenden Abbildung wird die landwirtschaftliche Nutzfläche der Untersuchungsgebiete in drei Kategorien aufgeteilt: Offene Ackerfläche, Kunstwiesen und Dauergrünfläche. In den untersuchten Gebieten haben die Obstkulturen sowie das Rebland

einen flächenmässig sehr geringen Anteil und werden deshalb in der untenstehenden Abbildung vernachlässigt. Für den Lichtensteiner Binnenkanal waren keine Daten verfügbar.

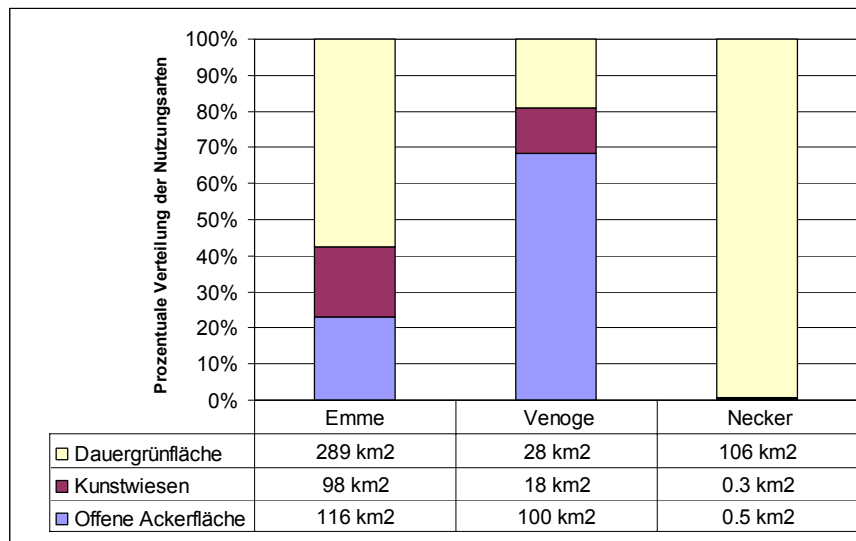


Abbildung 2: Landwirtschaftliche Nutzungsfläche in km² der Einzugsgebiete aufgeteilt in drei Unterkategorien. [5]

Obwohl der landwirtschaftliche Einsatz von Pestiziden meistens sehr kulturspezifisch ist, lassen sich aufgrund der oben angegebenen Daten schon gewisse Voraussagen tätigen. So ist zu erwarten, dass die allgemeine Pestizidbelastung in der Emme und der Venoge deutlich höher sein müsste als in der Necker, wo mehr als 99% der landwirtschaftlichen Nutzungsfläche weniger belastete Dauergrünflächen sind.

3.3 Angebaute Kulturen in den Untersuchungsgebieten

In der untenstehenden Abbildung sind die verschiedenen Kulturen der offenen Ackerfläche sowie das Rebland und die Obstkulturen angegeben. Es gilt zu berücksichtigen, dass sich die untenstehende Abbildung auf die offenen Ackerflächen plus Rebland und Obstkulturen bezieht und nicht auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzungsfläche. Wie oben erwähnt sind diese Flächen von Gebiet zu Gebiet sehr unterschiedlich, wobei in den Einzugsgebieten von Emme und Venoge die offenen Ackerflächen mit 116 resp. 100 km² etwa gleich gross sind im Gegensatz zur Necker wo lediglich 0.5 km² der landwirtschaftlichen Nutzungsfläche mit Ackerkulturen bebaut ist. Es ist ersichtlich, dass die prozentuale Verteilung der Nutzungsarten bei Emme und Venoge ziemlich ähnlich ist, wobei im Gebiet der Emme deutlich mehr Kartoffeln und Silomais angebaut werden als im Einzugsgebiet der Venoge. Im Gebiet der Necker macht der Anbau von Silomais den Hauptteil der landwirtschaftlichen Nutzung aus, wobei absolut gesehen die Maisanbauflächen mit ca. 0.2 km² immer noch viel geringer sind als in den Einzugsgebieten der Emme und Venoge, wo auf 10 resp. 3 km² Mais angebaut wird. Für den Lichtensteiner Binnenkanal waren keine Daten verfügbar.

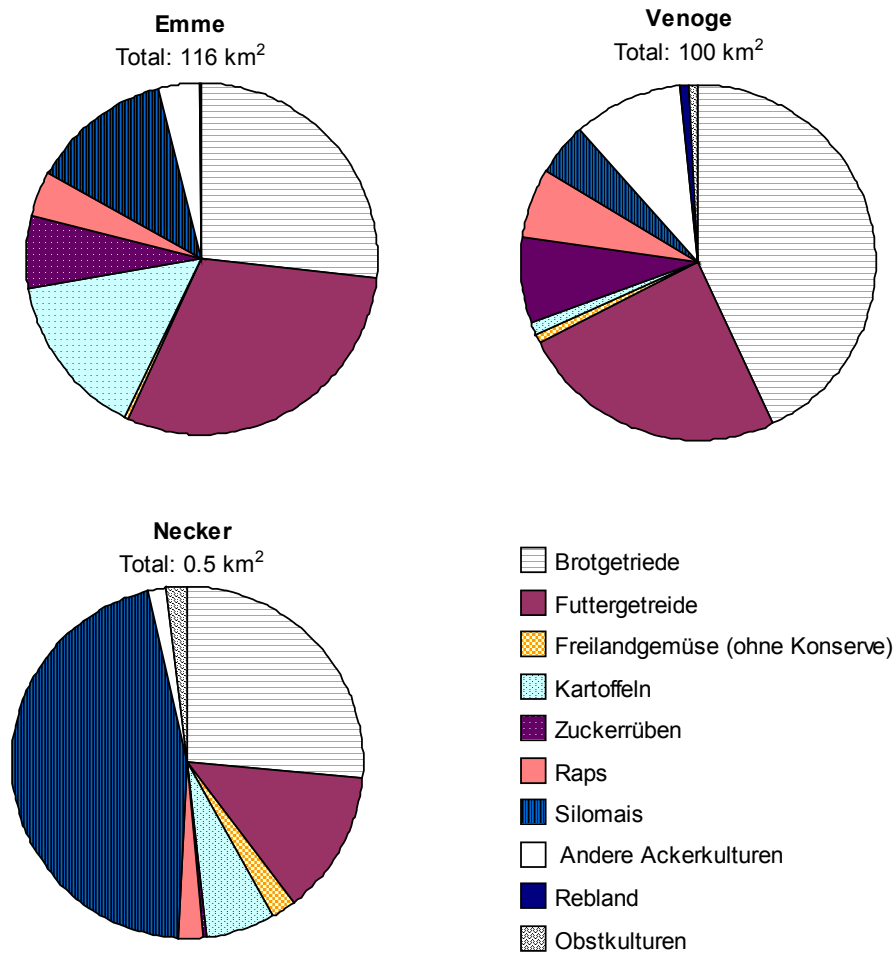


Abbildung 3: Prozentuale Verteilung der verschiedenen Kulturen bezogen auf die offene Ackerfläche inkl. Rebland und Obstkulturen. [5]

Aufgrund dieser Daten kann erwartet werden, dass bei Emme und Venoge die meisten der oben erwähnten Pestizide vorkommen, da in diesen Gebieten die verschiedensten Kulturen angebaut werden. Im Necker wird höchstwahrscheinlich Atrazin, welches als Maisherbizid eingesetzt wird, die wichtigste Rolle spielen, da ca. 50 Prozent der gesamten offenen Ackerfläche mit Silomais bebaut wurde. Jedoch ist auch die zu erwartende Atrazinbelastung, unter Berücksichtigung der vergleichsweise kleinen totalen Maisanbauflächen im Necker eher gering.

4. Beprobung, Messung und Messdaten

4.1 Beprobung der ausgewählten Fließgewässer

Es wurden die vier oben erwähnten Fließgewässer, Emme, Necker, Lichtensteiner Binnenkanal und Venoge beprobt. Die Proben wurden mehrheitlich in den Unterläufen genommen um die saisonale Dynamik der Belastung durch die Pestizide zu eruieren. Einmal pro Monat wurden am gleichen Tag in Ober-, Mittel- und Unterlauf der Fließgewässer Proben genommen um die Entwicklung der Belastung mit zunehmender Grösse und landwirtschaftlicher Nutzung des Einzugsgebietes zu untersuchen.

In der untenstehenden Tabelle ist die Anzahl Proben pro Testgebiet in den Monaten nach und während den Hauptapplikationsperioden aufgeführt. Es wurde pro Probe ein Probevolumen von je einem Liter genommen. Im Mai und Juni wurden mehr Proben genommen als in den darauffolgenden Monaten, da dort eine grössere Konzentrationsdynamik erwartet werden kann. Total wurden 25 Proben pro Fließgewässer, also im Ganzen 100 Proben gemessen. In der Venoge wurden im Unterlauf 24h Mischproben genommen, an allen anderen Probenahmestellen Stichproben.

In den Unterläufen der verschiedenen Flüsse wurden im Vergleich zu Mittel- und Oberlauf mehr Proben genommen, da bei den untersuchten Fließgewässern aufgrund deren Gebietseigenschaften vermutet werden kann, dass die grössten potentiellen Pestizidbelastungen in den Unterläufen vorliegen (kumulierte landwirtschaftliche Einträge der gesamten Einzugsgebiete).

	Mai	Juni	Juli	August	September
Oberlauf	1	1	1	1	1
Mittellauf	1	1	1	1	1
Unterlauf	6	3	1	1	3

Tabelle 4: Anzahl genommener Proben zur Überprüfung der Pestizidbelastungen in den 4 untersuchten Fließgewässern. In der Venoge wurden im Unterlauf 24h Mischproben genommen, in den übrigen Gewässern handelt es sich um Stichproben.

4.2 Messung der Wasserproben

4.2.1 Allgemeine Angaben

Anzahl Proben:	100
Art der Proben:	Oberflächengewässer (Necker, Emme, Lichtensteiner Binnenkanal, Venoge)
Messungen:	Die Messungen wurden in 5 separaten Serien aufgearbeitet und gemessen.
Untersuchte Pestizide:	Atrazin, Desethylatrazin, Diazinon, Dimethenamid, Diuron, Isoproturon, Metolachlor, Tebutam, Dicamba, MCPA, Mecoprop, Sulcotrion
Interne Standards:	d5-Atrazin, 15N3-Desethylatrazin, d10-Diazinon, d3-Dimethenamid, d6-Diuron, d6-Isoproturon, d4-Tebutam, d3-Dicamba, d6-MCPA, d3-Mecoprop

Alle Analyten wurden mit dem dazugehörigen isotope markierten internen Standard ausgewertet, mit Ausnahme von Sulcotrion, für welches d6-MCPA verwendet wurde.

4.2.2 Analytische Methode

Probenvorbereitung und Aufarbeitung

Die Proben wurden mit einem Nitrocellulosefilter (0,45 µm) in einer Druckfiltrationsanlage filtriert. Nach Zugabe des internen Standards wurden 1 Liter der gefilterten Probe auf einer Oasis-HLB Festphasenextraktions-Kartusche (3ml Volumen, 60mg Oasis) angereichert. Nach dem Waschen der Extraktionskartuschen mit einem Wasser-Methanol-Gemisch (95:5 Vol%) wurden die Pestizide mit 5 ml Methanol von der Kartusche eluiert. Das Eluat wurde mit einem Stickstoffstrom auf ein Volumen von 50 µl eingeeengt und danach mit Methanol und Wasser auf 500 µl aufgefüllt, so dass das Methanol-Wasser-Verhältnis der Probe, gleich dem der chromatographischen Anfangsbedingungen ist (Aufkonzentrierung der Proben: 2000x).

Analyse

Die aufkonzentrierten Proben wurden mit **HPLC-MS/MS** gemessen. Dabei wurden die neutralen und die sauren Pestizide mit zwei unterschiedlichen Methoden gemessen.

Neutrale Pestizide

HPLC:

Säule: Nucleodur C-18 Gravity, Macherey-Nagel, 125x2 mm, 3 µm Partikelgrösse
 Eluenten: MeOH, Wasser mit je 0.1% Ameisensäure
 Fluss: 200 µl/min
 Gradientenelution: 50/50 (0min), 50/50 (12min) 80/20 (20min)
 Säulentemperatur: 35°C

Ionisation:

Elektrospray im positiven Ionisationsmodus (ESI+, spray voltage 3500 V, Temperatur 300°C)

Detektion:

Mit dem Tandem Quadrupol Massenspektrometer TSQ Quantum von Thermo Finnigan wurden für jedes Pestizid zwei Ionenübergänge im SRM-Mode (selective reaction monitoring) aufgezeichnet. Die verwendeten Ionenübergänge sind in der Literaturreferenz [2] aufgelistet. Die Rohdaten wurden mit der Quantifizierungssoftware Xcalibur (Thermo Finnigan) ausgewertet.

Saure Pestizide

HPLC:

Säule: GromSil ODS-3 CP, polymer coated C-18, 150x2 mm, 3 µm Partikelgröße
 Eluenten: MeOH, Wasser mit je 0.6% Ameisensäure
 Fluss: 150 µl/min mit 50 µl/min Nachsäulenzugabe von 1mM Tris in MeOH/Wasser
 Gradientenelution: 40/60 (0min), 100/0 (20min) 80/20
 Säulentemperatur: 60°C

Ionisation:

Elektrospray im negativen Ionisationsmodus (ESI-, spray voltage 2500 V, Temperatur 350°C)

Detektion:

Mit dem Tandem Quadrupol Massenspektrometer TSQ Quantum von Thermo Finnigan wurden für jedes Pestizid zwei Ionenübergänge im SRM-Mode (selective reaction monitoring) aufgezeichnet. Die verwendeten Ionenübergänge sind in der Literaturreferenz [2] aufgelistet. Die Rohdaten wurden mit der Quantifizierungssoftware Xcalibur (Thermo Finnigan) ausgewertet.

4.2.3 Qualitätssicherung

- Die Qualität der verwendeten Pestizidstandards wurde durch den Vergleich mit zertifizierten Standards (Mix44, Dr. Ehrenstorfer, Augsburg, Deutschland) geprüft.
- Es wurden von 22 Proben Doppelbestimmungen durchgeführt. Dabei wurde das gesamte Verfahren (Probenvorbereitung – Probenaufarbeitung – Messung - Quantifizierung) unabhängig voneinander zwei mal, in unterschiedlichen Aufarbeitungs- und Messerien, durchgeführt. Die Abweichungen betragen im Mittel 6%.
- Um die Reproduzierbarkeit der Wiederfindung über das gesamte Messverfahren zu kontrollieren wurde bei jeder Aufarbeitung eine Probe mit Standard aufgestockt. Die Wiederfindungen betragen im Mittel 95%.
- Bei allen Serien wurden 2 Blindproben (nanopures Wasser) mit aufgearbeitet. Es traten keine Blindwerte auf.
- Bei einer positiven Detektion wurde eine Abweichung der zwei ausgewerteten Ionenübergänge von maximal 10% akzeptiert.

5. Resultate und Diskussion

5.1 Vorkommen der Pestizide im Necker und Lichtensteiner Binnenkanal

Wie sich aufgrund der in Kapitel 3 aufgeführten Gebiets- und Nutzungscharakteristiken der Einzugsgebiete dieser Fliessgewässer vermuten lässt, sind der Necker und der Lichtensteiner Binnenkanal im Vergleich zur Emme und Venoge relativ gering belastet. Die untersuchten Pestizide, welche vor allem landwirtschaftlich eingesetzt werden, wurden in beiden Gebieten nur im Spurenbereich gefunden. In beiden Gebieten wurde von der obersten zur untersten Probenahmestelle eine leichte Zunahme der Pestizidkonzentrationen gefunden. Im weiteren werden nur die Werte der untersten Probenahmestellen diskutiert. Die höchste im Necker gemessene Konzentration war 23 ng/l Atrazin.

Im Lichtensteiner Binnenkanal wurde eine ähnlich tief belastete Situation vorgefunden wie im Necker. Es kamen jedoch vereinzelt höhere Konzentrationen von MCPA vor. Bei der untersten Probenahmestelle (Eisenbahnbrücke) wurden einmal 102 ng/l und einmal 71 ng/l gemessen. Es scheint sich dabei jedoch nicht um einen kontinuierlichen Eintrag zu handeln, da bei den meisten Proben die MCPA Konzentration unter der Bestimmungsgrenze lag.

5.2 Vorkommen der Pestizide in der Emme

In der Emme, welche ein landwirtschaftlich stark genutztes Einzugsgebiet hat, wurden dementsprechend höhere Konzentrationen an Pestiziden gemessen. Die Pestizidbelastungen war, analog zu Necker und Lichtensteiner Binnenkanal, an der untersten Probenahmestelle am grössten (siehe Anhang). Im weiteren werden nur die Werte der untersten Probenahmestelle (Bätterkinden/LHG) diskutiert.

In Abbildung 4 sind die gemessenen Konzentrationen aller Pestizide ausser Atrazin, welches in der darauffolgenden Abbildung 5 einzeln dargestellt ist und später intensiv diskutiert wird, über die gesamte Messperiode aufgetragen. Alle gemessenen Konzentrationen, mit Ausnahme von Atrazin, waren im Bereich von 0 bis 200 ng/l.

Von Diazinon, Dimethenamid und Tebutam wurden nie höhere Konzentrationen als 30 ng/l gemessen. Für Diuron, Isoproturon, Metolachlor, MCPA und Mecoprop kamen vereinzelt Konzentrationen im Bereich von 100 bis 200 ng/l vor. Die meisten Stichproben enthielten jedoch nicht mehr als 20 ng/l.

Für die meisten landwirtschaftlich eingesetzten Pestizide ist ein Zusammenhang zwischen Applikationsperiode und gemessenen Konzentrationen zu erkennen. So treten die höchsten Konzentrationen von Dimethenamid, Isoproturon, Metolachlor und MCPA vor allem im Frühling auf, während deren Hauptapplikationsperioden (vergl. Kapitel 2.2). Tebutam, welches vorwiegend im Herbst auf Rapsfelder ausgebracht wird, wurde vor allem im Spätsommer und Herbst in höheren Konzentrationen gefunden.

Für Mecoprop und Diazinon, welche auch im Siedlungsraum und im Gartenbau für verschiedene Zwecke eingesetzt werden, ist eine Korrelation mit dem landwirtschaftlichen Einsatz schwieriger. Man findet das ganze Jahr Rückstände dieser Pestizide in natürlichen Gewässern. Für Mecoprop ist beispielsweise bekannt, dass es als Wurzelschutz in Flachdachabdeckungen verwendet wird und deshalb mehr oder weniger saisonunabhängig durch Siedlungsabwässer und Meteorwasser in die natürlichen Gewässer gelangt [1, 13]. Erhöhte Werte von Mecoprop können also durch erhöhte Niederschläge und dem damit verbundenen erhöhten Eintrag aus dem Siedlungsraum oder aus den landwirtschaftlichen Gebieten (Anwendung auf Getreide- und Obstkulturen) stammen.

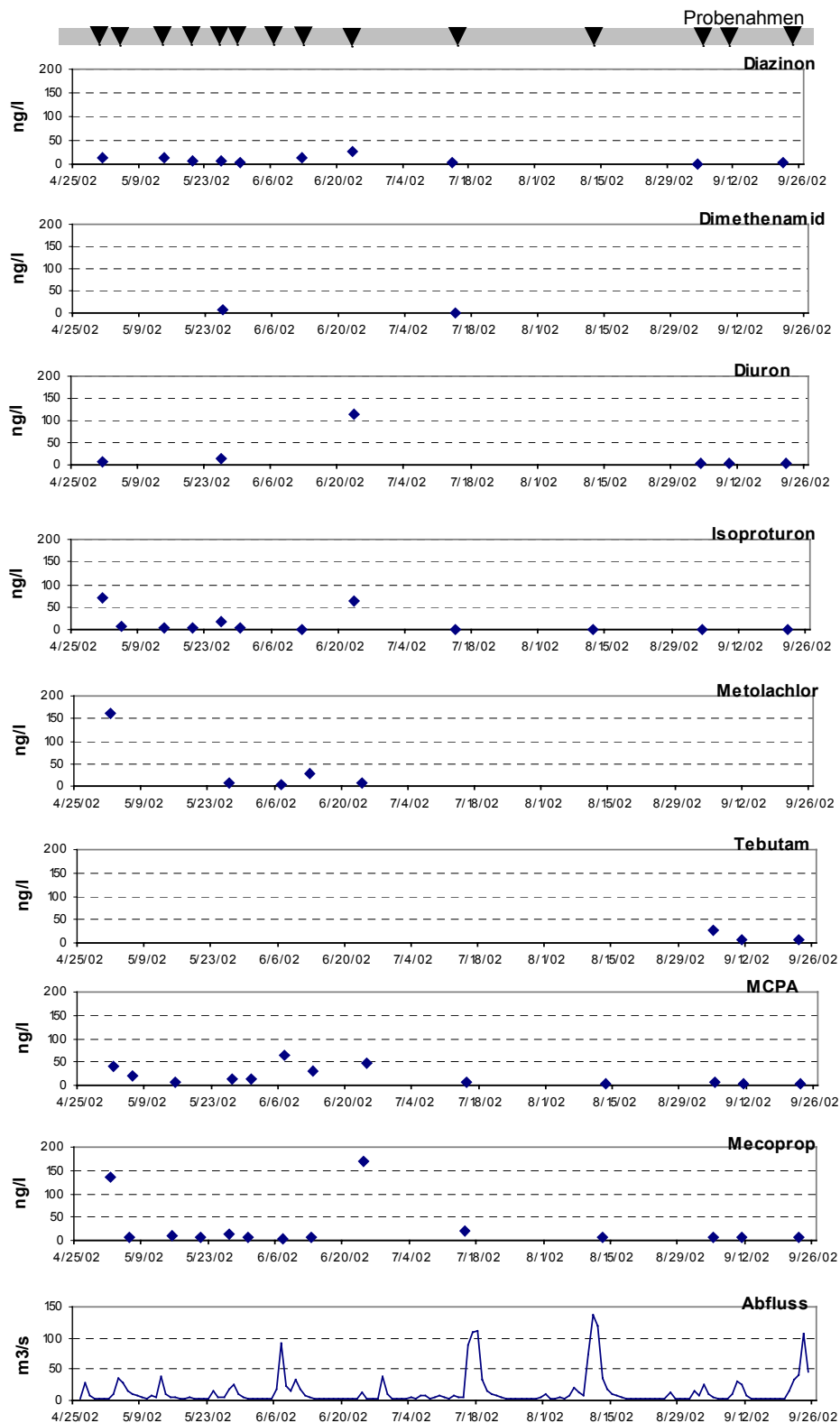


Abbildung 4: Gemessene Pestizidkonzentrationen in der Emme (Bätterkinden/LHG). Dicamba und Sulcotrion wurden nicht dargestellt, da keine quantifizierbaren Konzentrationen gefunden wurden. Es wurden nur die Punkte dargestellt, für welche messbare Konzentrationen gefunden wurden. Nicht dargestellt sind die Messungen die unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Die durchschnittlich höchsten Konzentrationen wurden vom weit verbreiteten Maisherbizid Atrazin gemessen. In Abbildung 5 sieht man, am Beispiel von Atrazin, dass die Pestizidbelastungen saisonal unterschiedlich sind, wobei die grösste Belastung, wie erwartet, in der Hauptapplikationsperiode vorliegt. Das Atrazin-Abbauprodukt Desethylatrazin hingegen zeigt über die ganze Messperiode keine grosse Dynamik.

Über die Spitzenkonzentrationen oder die gesamte Pestizidfracht lassen sich aufgrund des Beprobungskonzeptes mit einzelnen Stichproben nur sehr beschränkt Aussagen machen.

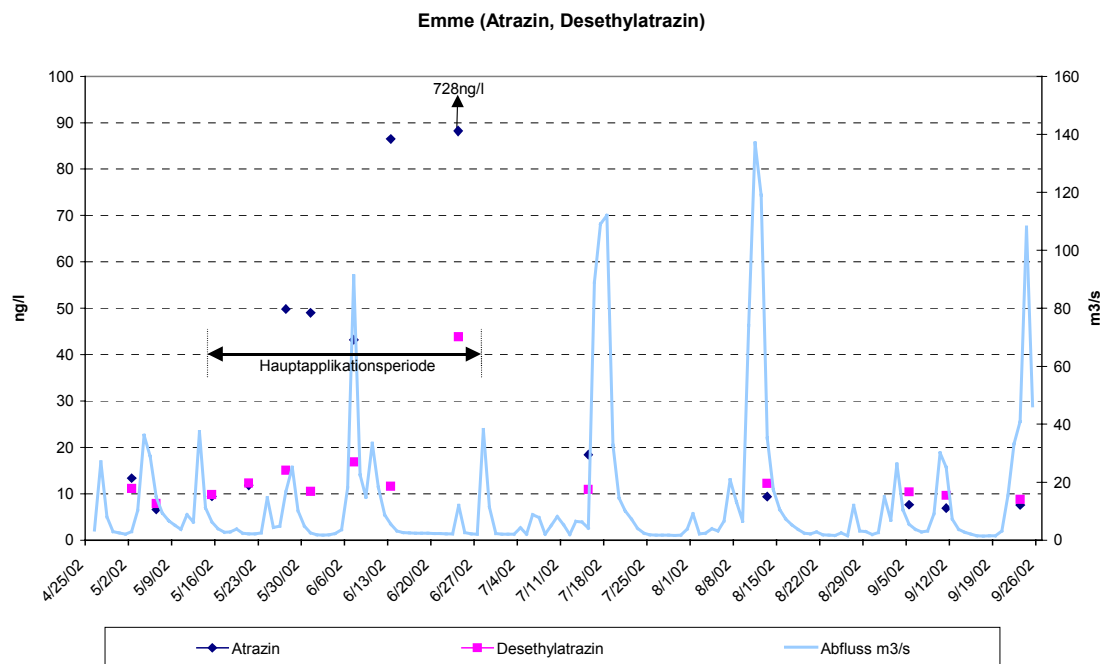


Abbildung 5: Gemessene Konzentrationen von Atrazin und Desethylatrazin (linke Skala) und Abfluss in m³/s. Messungen von der untersten Probenahmestelle (Bätterkinden/LHG)

Aus der obenstehenden Abbildung ist auch ersichtlich, dass eine gewisse Hintergrundkonzentration an Atrazin und Desethylatrazin auch in den Monaten gefunden wird, wo kein Atrazin mehr ausgetragen wird. Dies lässt sich dadurch erklären, dass Atrazin über Jahre in die Umwelt ausgebracht wird. Atrazin wird nur im mikrobiell aktiven Boden zu relevanten Mengen abgebaut, das heisst wenn es beispielsweise in tiefere Bodenschichten verlagert wird, wird es mit der Zeit nur langsam ausgetragen.

Früher wurde Atrazin auch in grossen Mengen als Herbizid zum Schutz der Bahnanlagen und Schienen eingesetzt. Obwohl diese Anwendung heute eingestellt ist, findet man in Grundwasserfassungen, welche nahe an Bahngeleisen liegen, noch immer Atrazin im Wasser. Dies wurde auch durch neuste Messungen vom ALU Schaffhausen³ in Zusammenarbeit mit der EAWAG erneut bestätigt.

³ Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR, AI, GL und SH sowie Umweltschutz des Kanton SH

5.3 Vorkommen der Pestizide in der Venoge

In der Venoge wurden von den 4 untersuchten Fließgewässern die durchschnittlich höchsten Konzentrationen gemessen. Dies kann aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes und der Grösse des Fließgewässers auch erwartet werden. In Abbildung 6 sind die an der untersten Probenahmestelle (Ecublens) gemessenen Konzentrationen während der gesamten Messkampagne von Ende April bis September auf einer Skala von 0 bis 200 ng/l aufgetragen.

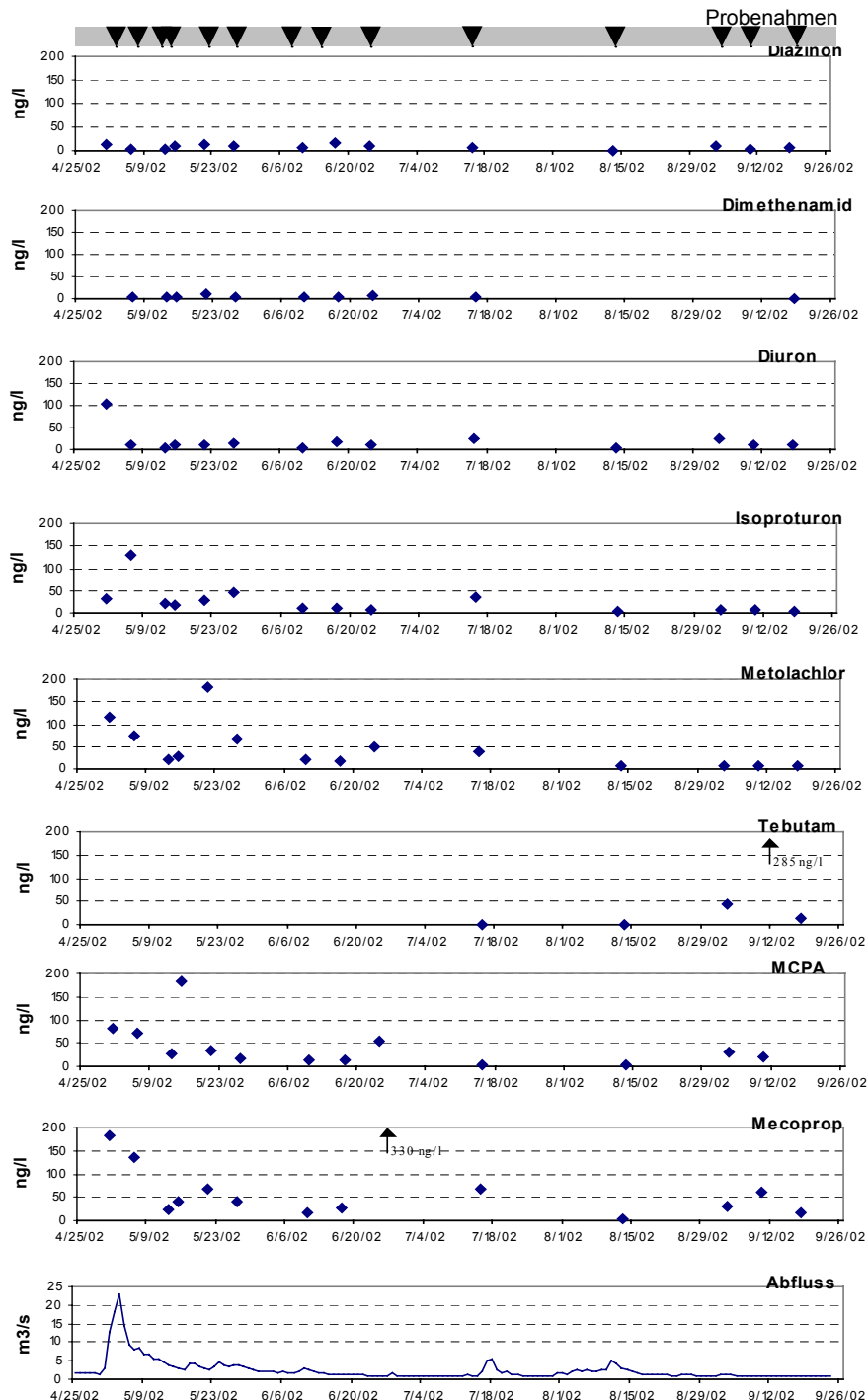


Abbildung 6: Gemessene Pestizidkonzentrationen in der Venoge (Ecublens). Dicamba und Sulcotrion wurden nicht dargestellt, da keine quantifizierbaren Konzentrationen gefunden wurden. Es wurden nur die Punkte dargestellt, für welche messbare Konzentrationen gefunden wurden.

Tebutam, welches hauptsächlich im September auf Rapsfeldern ausgebracht wird, zeigt wiederum einen deutlichen Zusammenhang zwischen Applikationsperiode und gemessenen Konzentrationen.

Für die meisten anderen gemessenen Pestizide ist es, analog zur Emme, schwieriger eine eindeutige saisonale Abhängigkeit zu sehen. Wobei für Isoproturon, MCPA und Metolachlor, welche landwirtschaftlich hauptsächlich im Mai und Juni eingesetzt werden, in dieser Zeit tendenziell höhere Konzentrationen als im August und September gemessen wurden. Für Diazinon und Mecoprop lässt sich keine eindeutige Abhängigkeit zwischen landwirtschaftlicher Applikationsperiode und gemessenen Konzentrationen erkennen, was durch den Einsatz im Siedlungsraum erklärt werden kann (vergl. Emme).

Von Diuron, welches unter anderem im Weinbau angewendet wird, wurden im Vergleich zur Emme durchschnittlich deutlich höhere Konzentrationen gefunden, was mit dem grösseren Anteil an Rebland korreliert.

Die durchschnittlich höchsten Konzentrationen wurden, wie für die Emme, von Atrazin gemessen. In Abbildung 7 sind wiederum die Atrazin- und Desethylatrazinkonzentrationen, sowie der Abfluss während der ganzen Messperiode aufgetragen.

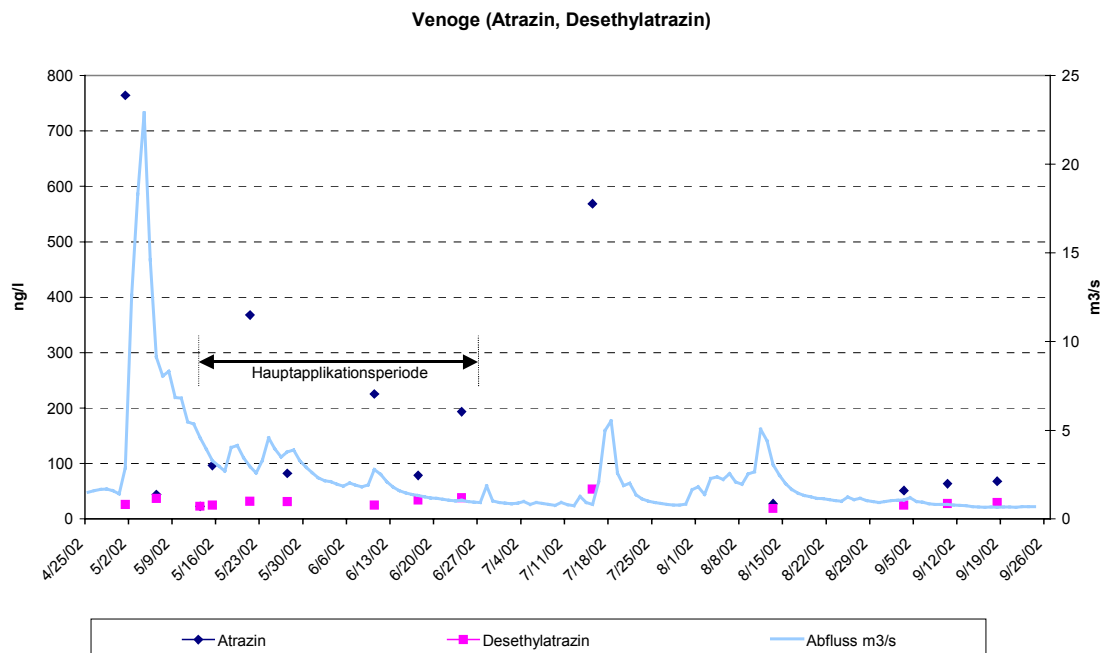


Abbildung 7: Gemessene Konzentrationen von Atrazin und Desethylatrazin (linke Skala) und Abfluss in m³/s. Messungen von der untersten Probenahmestelle (Ecublens)

Die Konzentration von Desethylatrazin ist wiederum während der ganzen Messperiode ungefähr konstant, während Atrazin während der Applikationsperiode im Mai, Juni und Anfangs Juli deutlich höhere Werte als im August, September zeigt.

5.4 Ökotoxikologische Beurteilung der gemessenen Pestizide

Das Risiko der untersuchten Pestizide für die Fische und das aquatische Ökosystem wurde basierend auf den gemessenen Konzentrationen und den tiefsten, in der Literatur gefundenen Toxizitätswerten für Fische (LC50–96h / NOEC chronisch), sowie aus dem Umweltqualitätsstandard EQS⁴ [6,7,8,9] abgeschätzt.

5.4.1 Berechnung der PNEC⁵-Werte

Aus den in der Literatur gefundenen Toxizitätswerten (EC50, wenn möglich NOEC; Tabelle 5) wurden PNEC (Predicted No Effect Concentration)-Werte für Fische berechnet. Dazu wurde ein Sicherheitsfaktor von 100 (LC50) bzw. 10 (NOEC) verwendet, welcher unter anderem die Extrapolation von einem Effekt- auf einen Kein-Effekt-Wert und von Laborversuchen auf Umweltbedingungen beinhaltet. Sicherheitsfaktoren wurden bei Hart et al. [10] das erste Mal erwähnt und mehr Informationen darüber kann in Chapman et al. [11] gefunden werden. Die berechneten PNEC-Werte sind in der Tabelle 5 aufgelistet. Für Atrazin wurde der PNEC-Wert aufgrund von Feldstudien von USEPA⁶ abgeschätzt. Es ist anzumerken, dass sich die Werte von Metolachlor auf die Messung der racemischen Mischung beziehen, wobei nur eines der zwei vorkommenden Isomere als Herbizid wirksam ist [12,13].

	Abnahme Fish-pop. (ng/l)	Fisch-toxizität			Art	PNEC (ng/l)
		LC50-96h (ng/l)	NOEC (ng/l)	Dauer (d)		
Atrazin	20000 ¹					20000
Diazinon		90000 (10)			Oncorhynchus mykiss	900
Dimethenamid		2600000 (2)			Oncorhynchus mykiss	260000
Diuron			33400 (4)	64	Pimephales promelas	3340
Isoproturon			100000 (3)	21	Oncorhynchus mykiss	10000
Metolachlor			100000 (4)	28	Oncorhynchus mykiss	10000
Tebutam		18700 (2)			Branchiostegus wardi	187
Dicamba			62500000 (1)	21	Oncorhynchus mykiss	6250000
MCPA		25000000 (5)		21	Oncorhynchus mykiss	2500000
Mecoprop			50000000 (3)	28	Oncorhynchus mykiss	5000000
Sulcotrion		227000000 (2)			Oncorhynchus mykiss	22700000

1: US: Abnahme der Fischpopulation wahrscheinlich (<http://www.epa.gov/oppsrd1/reregistration/atrazine/>)

Tabelle 5: Letale und No-Effect Konzentrationen für die empfindlichsten Arten von Fischen (AQUIRE: www.epa.gov/ecotox/; AGRITOX: www.inra.fr/agritox/; [7, 14]). Die Zahlen in Klammern zeigen wie viele Literaturwerte verfügbar waren. Es wurde jeweils der tiefste Wert dargestellt.

⁴ Environmental Quality Standard: Definiert über den Einfluss des Schadstoffes auf die empfindlichste, im betreffenden Ökosystem lebende Art

⁵ Predicted No Effect Concentration

⁶ <http://www.epa.gov/oppsrd1/reregistration/atrazine/>

5.4.2 Berechnung der EQS-Werte

Der Umweltqualitätsstandard (EQS) wird für jede Substanz durch den Einfluss des Schadstoffes auf die empfindlichste, in dem betroffenen Ökosystem lebende Art, und einem Sicherheitsfaktor, welcher von der Menge und Qualität der erhältlichen Toxizitätsdaten abhängig ist, definiert. Von verschiedenen Ländern wurden bereits solche EQS-Werte für Pestizide definiert, welche in der Tabelle 6 dargestellt sind.

	EQS (ng/l)	Empfindlichste Arten	Land
Atrazin	200	Algen	Frankreich
Diazinon	2	Microcrustacen	<i>Kanada</i>
Dimethenamid	-		
Diuron	6	Algen	<i>Deutschland</i>
Isoproturon	300	Algen	<i>Deutschland</i>
Metolachlor	100	Algen	<i>Frankreich</i>
Tebutam	-		
Dicamba	3900	Algen	<i>Frankreich</i>
MCPA	900	Algen	Deutschland
Mecoprop	8000	Algen	Deutschland
Sulcotrion	-		

Tabelle 6: Umweltqualitätsstandard (EQS) für die verschiedene Pestizide [7,8,9].

5.4.3 Berechnung des Risikos für die Fische und das aquatische Ökosystem

Um ein Risiko der Pestizide auf die Fische und das aquatische Leben abzuschätzen wurden die verschiedenen PNEC- und EQS-Werte mit den höchsten gemessenen Konzentrationen (c_{max} , worst-case scenario) und den mittleren Konzentrationen (c_{med} , Median) verglichen. Die Risikoquotienten wurden wie folgt berechnet:

$$\text{Risiko}_{max} = c_{max} / \text{PNEC}_{\text{Fische}} \quad \text{bzw.} \quad \text{Risiko}_{max} = c_{max} / \text{EQS}$$

$$\text{Risiko}_{med} = c_{med} / \text{PNEC}_{\text{Fische}} \quad \text{bzw.} \quad \text{Risiko}_{med} = c_{med} / \text{EQS}$$

Wenn der Risikoquotient kleiner als 1 ist besteht kein, wenn er grösser als 1 ist besteht ein Risiko.

Für die meisten untersuchten Pestizide konnte aufgrund der gemessenen Konzentrationen und der berechneten PNEC-Werte kein Risiko für die Fische festgestellt werden (siehe Tabelle 7a). Für Atrazin, Diazinon, Dimethenamid, Diuron, Isoproturon, Metolachlor, MCPA und Mecoprop liegt der Risikoquotient berechnet mit den maximalen Konzentrationen zwischen <0.0001 und 0.04 und berechnet mit den Median Konzentrationen zwischen

<0.0001 und 0.009. Dicamba und Sulcotrion konnten in keinen der Proben gefunden werden (Risiko < 0.0001).

Im Gegensatz dazu liegt das Risiko (berechnet mit c_{max}) für Tebutam bei 1.6. Wobei anzunehmen ist, dass dies nur an einem Tag in der Venoge (10 September, Bussigny, Ecublens), an welchem sehr hohe Konzentrationen gemessen wurden der Fall war. Weil die meisten anderen Proben Konzentrationen unter der Quantifizierungsgrenze (3ng/l) aufwiesen, lässt sich vermuten, dass dies eher eine Ausnahme wahr (das Risiko mit Median Konzentrationen ist <0.0001).

Wenn man das Gesamtrisiko für das aquatische Ökosystem betrachtet (EQS), besteht ein erhöhtes Risiko für Atrazin, Diazinon, Diuron und Metolachlor mit den höchsten gemessenen Konzentrationen (Tabelle 7b). Mit den Median Konzentrationen bleiben Diuron (Venoge) und Diazinon (Emme, Venoge) ein potentiell Problem für die Umwelt. Weniger problematisch (Risikoquotient <1) scheinen Isoproturon, MCPA und Dicamba. Dimethenamid, Dicamba, Tebutam und Sulcotrion können mit diesem Konzept nicht beurteilt werden, da für diese Substanzen noch keine EQS-Werte definiert wurden.

	Max. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{max} /$ PNEC	Emme		Venoge	
			Med. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{med} /$ PNEC	Med. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{med} /$ PNEC
Atrazin	764 (V)	0.04	13	0.0006	80	0.004
Diazinon	26 (E)	0.03	4	0.004	8	0.009
Dimethenamid	7.9 (E)	0.0003	< dl	< 0.0001	3	0.0001
Diuron	113 (E)	0.03	< dl	< 0.0001	11	0.003
Isoproturon	129 (V)	0.01	2	0.0002	15	0.001
Metolachlor	182 (V)	0.02	< dl	< 0.0001	25	0.002
Tebutam	300 (V)	1.6	< dl	< 0.0001	< dl	< 0.0001
Dicamba	< dl	< 0.0001	< dl	< 0.0001	< dl	< 0.0001
MCPA	185 (V)	0.0007	10	< 0.0001	23	< 0.0001
Mecoprop	326 (V)	0.0001	8	< 0.0001	41	< 0.0001
Sulcotrion	< dl	< 0.0001	< dl	< 0.0001	< dl	< 0.0001

	Max. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{max} /$ EQS	Emme		Venoge	
			Med. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{med} /$ EQS	Med. gemessene Konz. (ng/l)	Risiko = $c_{med} /$ EQS
Atrazin	764 (V)	3.8	13	0.06	80	0.4
Diazinon	26 (E)	13	4	2	8	4
Dimethenamid	7.9 (E)	-	< dl	-	3	-
Diuron	113 (E)	18.8	< dl	< 0.0001	11	1.8
Isoproturon	129 (V)	0.4	2	0.007	15	0.05
Metolachlor	182 (V)	1.8	< dl	< 0.0001	25	0.25
Tebutam	300 (V)	-	< dl	-	< dl	-
Dicamba	< dl	-	< dl	-	< dl	-
MCPA	185 (V)	0.2	10	< 0.01	23	0.03
Mecoprop	326 (V)	0.04	8	< 0.001	41	0.005
Sulcotrion	< dl	-	< dl	-	< dl	-

Tabelle 7: a) Risiko für Fische mit den maximalen Konzentrationen und dem Median der gemessenen Konzentrationen für die Emme (E) und die Venoge (V); b) Risiko für die aquatische Umwelt mit den maximalen Konzentrationen und dem Median der gemessenen Konzentrationen für die Emme (E) und die Venoge (V).

6. Schlussfolgerungen

Anhand der gemessenen Konzentrationen und der ökotoxikologischen Beurteilung der untersuchten Pestizide lässt sich für keines der vier Testgebiete ein durch die Pestizide verursachtes Risiko ($\text{Risiko}_{\text{med}}$) für die Fische finden (siehe Tabelle 8). Wie oben besprochen, ergeben sich für Tebutam in der Emme und der Venoge während einer kurzen Zeitperiode Risikoquotienten grösser als eins, bei der Berechnung mit den Median Konzentrationen jedoch deutlich tiefere Werte ($\text{Risiko}_{\text{med}} < 0.0001$).

Für das gesamte aquatische Ökosystem stellen Diuron und Diazinon in der Venoge und Diazinon in der Emme ein potentielles Problem dar, da die Median-Konzentrationen im gleichen Bereich wie die „Environmental Quality Standards“ liegen.

		Emme	Venoge	Necker	LBK
Risiko für die Fische	$\text{Risiko}_{\text{med}}$ $= c_{\text{med}} / \text{PNEC}_{\text{Fische}}$	alle <1	alle <1	alle <1	Alle <1
	$\text{Risiko}_{\text{max}}$ $= c_{\text{max}} / \text{PNEC}_{\text{Fische}}$	Tebutam	Tebutam	alle <1	alle <1
Risiko für das aquatische Ökosystem	$\text{Risiko}_{\text{med}}$ $= c_{\text{med}} / \text{EQS}$	Diazinon	Diazinon Diuron	alle <1	Alle <1
	$\text{Risiko}_{\text{max}}$ $= c_{\text{max}} / \text{EQS}$	Atrazin	Atrazin	Diazinon	Diazinon
		Diazinon	Diazinon	Diuron	
		Diuron	Diuron		
		Metolachlor	Metolachlor		

Tabelle 8: Vergleich der vier Testgebiete. Angegeben sind die Pestizide mit Risikoquotienten, welche >1 sind.

Für die Risikoberechnung mit den höchsten gemessenen Konzentrationen, zeigen nicht nur Diazinon und Diuron sondern auch Atrazin und Metolachlor ein potentielles Risiko. Ein saisonales Risiko von Atrazin und Metolachlor (manchmal auch von Isoproturon) für das aquatische Leben im Gewässern wurde auch von einer anderen Messkampagne der EAWAG gezeigt [15]. Diese Studien haben auch gezeigt, dass die Belastung von Diazinon und Diuron regelmässig ist und dass das Risiko für die aquatische Umwelt nicht als gering einzustufen ist. Effekte auf das gesamte aquatische Ökosystem können auch einen indirekten Einfluss auf die Fische haben, z.B. durch Beeinflussung der Nahrungskette oder des Lebensraumes. Wie die Risikoabschätzung mittels EQS-Werten gezeigt hat, können solche indirekten Effekte auf die Fische nicht ausgeschlossen werden.

Um das Gesamtrisiko der Pestizide auf die Fische genauer beschreiben zu können, müssten im weiteren nicht nur die Risiken beschrieben werden, welche von den einzelnen Pestiziden ausgehen, sondern auch die der Pestizidmischungen. Über Effekte von Mischungen ist bis anhin jedoch noch relativ wenig bekannt.

7. Literaturangaben

- [1] Gerecke C., Schärer M., Singer H., Müller S., Schwarzenbach R., Sägesser M., Ochsenbein U., Popow G., **2002**, Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential, *Chemosphere* 48, 307 – 315
- [2] Götz C., **2002**, Simultane Bestimmung von neutralen und sauren Pestiziden und deren Metaboliten in wässrigen Umweltproben im tiefen ng/l Bereich mittels SPE-LC-MS/MS, *Diplomarbeit, EAWAG Dübendorf*
- [3] Fässler P., **1999**, Spurenanalytische Methode zum gemeinsamen Nachweis von sauren und neutralen Pharmaka und Pestiziden in natürlichen Gewässern und Kläranlagenabläufen, *Diplomarbeit, EAWAG Dübendorf*
- [4] Bundesamt für Statistik, **2000**, Arealstatistik, *Daten bearbeitet von A. Strehler*
- [5] Bundesamt für Statistik, **2000**, Agrarstatistik, *Daten bearbeitet von A. Strehler*
- [6] European Union, **2000**, EU Water Framework Directives, Official Journal (OJ L 327) on 22 December 2000. http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html
- [7] Umweltbundesamt. **1998**. Anhörung zu Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Intern Bericht.
- [8] Roussel P., **1999**, Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, Rapport de présentation SEQ-Eau, Etude inter agences no 64, Agence de l'eau Loire-Bretagne, France
- [9] Ministère de l'environnement, **2001**, Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, Direction du suivi de l'environnement, ministère de l'environnement, Québec, Canada.
- [10] Hart W., Doudoroff P., Greenbank J. **1945**. The evaluation of the toxicity of industrial wastes, chemicals and other substances to freshwater fishes. Final Report. Waste Control Laboratory, Atlantic Refining, Philadelphia, PA.
- [11] Chapman P.M., Fairbrother A., Brown D. **1998**. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 17(1). 99-108.
- [12] Kohler H.-P. E., Angst W., Giger W., Kanz C., Müller S., Suter M. J.-F., **1997**, Environmental fate of chiral pollutants – the necessity of considering stereochemistry. *Chimia* 51 (12). 947-951.
- [13] Bucheli T.D., Müller S. R., Voegelin A., Schwarzenbach R.P. **1998**. Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (*R,S*)-Mecopropo in roof runoff waters: potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science and Technology*. 32. 3465-3471.
- [14] Tomelin C.D.S. **1997**. The Pesticide Manual. British Crop Protection Council, Farnham, UK.
- [15] Chèvre N., Singer H. Müller S. Aquatic risk assessment of pesticides in Swiss rivers: illustration with 6 herbicides commonly found in water. Internal Report.

Anhang 1

Pestizidkonzentrationen

Pestizidkonzentrationen in ng/l:	Emme Bätterkinden		LBK Schaan		Necker Letzi		Venoge Ecublens	
	median	(min-max)	median	(min-max)	median	(min-max)	median	(min-max)
Atrazin	13	(7-728)	2	(<QL-11)	5	(<QL-23)	80	(23-764)
Desethylatrazin (Metabolit)	11	(8-44)	3	(2-8)	5	(3-9)	29	(19-54)
Diazinon	4	(<QL-26)	<QL	(<QL-27)	<QL	(<QL-5)	8	(1-16)
Dimethenamid	<QL	(<QL-8)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	3	(<QL-11)
Diuron	<QL	(<QL-113)	<QL	(<QL-19)	<QL	(<QL-5)	11	(4-103)
Isoproturon	2	(<QL-69)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	15	(3-129)
Metolachlor	<QL	(<QL-162)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL-4)	25	(7-182)
Tebutam	<QL	(<QL-27)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL-285)
Dicamba	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)
MCPA	10	(<QL-63)	<QL	(<QL)	3	(<QL-17)	23	(<QL-185)
Mecoprop	8	(4-170)	<QL	(<QL-102)	<QL	(<QL-4)	41	(4-326)
Sulcotrion	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)	<QL	(<QL)

- Bemerkungen:**
- * Zunahme der Pestizidbelastung von Ober- nach Unterlauf der untersuchten Flüsse
 - * tiefere Belastung von Pestiziden in Necker und LBK, höhere in Emme und Venoge
 - * Saisonale Belastung von landwirtschaftlichen Pestiziden (abhängig von Anwendungsperiode)

Ökotoxikologische Beurteilung (Risikoquotienten)

Fische

	Emme Bätterkinden		LBK Schaan		Necker Letzi		Venoge Ecublens	
	median	max.	median	max.	median	max.	median	max.
Atrazine	0.0006	0.0364	0.0001	0.0006	0.0003	0.0012	0.004	0.0382
Desethylatrazine (Metabolite)	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	0.0044	0.0289	< 0.0001	0.03	< 0.0001	0.0056	0.0089	0.0178
Dimethenamide	< 0.0001	0.0003	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	0.0004
Diuron	< 0.0001	0.0338	< 0.0001	0.0057	< 0.0001	0.0015	0.0033	0.0308
Isoproturon	0.0002	0.0069	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0015	0.0129
Metolachlor	< 0.0001	0.0162	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0004	0.0025	0.0182
Tebutam	< 0.0001	0.1444	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	1.5241
Dicamba	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
MCPA	< 0.0001	0.0003	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	< 0.0001	0.0007
Mecoprop	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
Sulcotrion	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001

Aquatische Umwelt

	Emme Bätterkinden		LBK Schaan		Necker Letzi		Venoge Ecublens	
	median	max.	median	max.	median	max.	median	max.
Atrazine	0.06	3.6	0.01	0.06	0.03	0.12	0.4	3.8
Desethylatrazine (Metabolite)	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	4	13	< 0.0001	13.5	< 0.0001	2.5	4.0	8
Dimethenamide	-	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	1.8	19	< 0.0001	3	< 0.0001	0.83	1.8	17
Isoproturon	0.05	0.23	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.05	0.43
Metolachlor	0.25	1.6	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.04	0.25	1.82
Tebutam	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	-	-	-	-	-	-	-	-
MCPA	0.03	0.07	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.019	0.03	0.21
Mecoprop	0.005	0.02	< 0.0001	0.013	< 0.0001	0.0005	0.005	0.04
Sulcotrion	-	-	-	-	-	-	-	-

Anhang 2

Pestizid- und Pestizidmetabolitenkonzentrationen

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l											
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide						saure Pestizide					
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiopyridin	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriazin
Quantifizierungsgrenzen (QL):				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l
4	29-Apr-02	Necker	Hemberg	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
1	29-Apr-02	Necker	Mogelsberg	3.5	2.9	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	8.3	<QL
3	29-Apr-02	Necker	Letzi	4.4	3.8	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	5.8	<QL
7	03-Mai-02	Necker	Letzi	9.4	5.1	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	8.4	<QL
9	08-Mai-02	Necker	Letzi	4.3	4.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	10	<QL
12	13-Mai-02	Necker	Letzi	5.4	5.1	<QL	<QL	5.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	17	<QL
13	23-Mai-02	Necker	Letzi	7.4	5.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
19	29-Mai-02	Necker	Hemberg	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	3.8	<QL
16	29-Mai-02	Necker	Mogelsberg	2.8	2.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	7.7	<QL
15	29-Mai-02	Necker	Letzi	3.8	3.3	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	6.6	<QL
22	05-Jun-02	Necker	Letzi	9.4	7.2	4.6	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
23	12-Jun-02	Necker	Letzi	7.5	5.2	<QL	<QL	<QL	<QL	3.6	<QL	<QL	<QL	3.1	<QL
26	19-Jun-02	Necker	Hemberg	<QL	1.3	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
25	19-Jun-02	Necker	Mogelsberg	7.3	6.2	5.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l												
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide					saure Pestizide							
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriuron	
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l	
29	19-Jun-02	Necker	Letzi	9.4	8.1	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	5.6	<QL	<QL
32	03-Jul-02	Necker	Hemberg	<QL	1.7	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
33	03-Jul-02	Necker	Mogelsberg	8.1	6.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	4.3	<QL	<QL
31	03-Jul-02	Necker	Letzi	23	8.6	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
41	21-Aug-02	Necker	Hemberg	<QL	1.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	7.5	<QL	<QL
39	21-Aug-02	Necker	Mogelsberg	1.5	2.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	10	<QL	<QL
37	21-Aug-02	Necker	Letzi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
44	04-Sep-02	Necker	Hemberg	<QL	1.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
43	04-Sep-02	Necker	Mogelsberg	4	4.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
45	04-Sep-02	Necker	Letzi	4.8	5.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
59	11-Sep-02	Necker	Letzi	4.3	4.6	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
AFU SG	25-Sep-02	Necker	Letzi	2.8	3.3	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
62	02-Mai-02	LBK	Schaan	<QL	1.8	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
63	07-Mai-02	LBK	Schaan	1.2	2.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
65	13-Mai-02	LBK	Schaan	1.2	2.3	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
68	17-Mai-02	LBK	Schaan	1.4	2.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l												
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide						saure Pestizide						
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriuron	
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l	
70	23-Mai-02	LBK	Schaan	1.4	2.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
100	27-Mai-02	LBK	Balzers	3.3	5.7	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
91	27-Mai-02	LBK	Triesen	40	11	5.0	<QL	74	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	73	<QL	
71	27-Mai-02	LBK	Schaan	4.0	2.5	12	<QL	19	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	71	<QL	
102	11-Jun-02	LBK	Balzers	2.9	8.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
92	11-Jun-02	LBK	Triesen	2.7	3.9	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
73	11-Jun-02	LBK	Schaan	3.5	3.1	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
75	17-Jun-02	LBK	Schaan	3.4	3.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
77	24-Jun-02	LBK	Schaan	11	8.2	<QL	<QL	6.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	102	<QL	
104	16-Jul-02	LBK	Balzers	4.1	2.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
94	16-Jul-02	LBK	Triesen	2.4	3.7	3.1	<QL	4.3	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	8.7	<QL	
79	16-Jul-02	LBK	Schaan	3.7	2.9	<QL	<QL	3.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	8.8	<QL	
106	14-Aug-02	LBK	Balzers	3.0	3.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
96	14-Aug-02	LBK	Triesen	2.2	4.7	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	
81	14-Aug-02	LBK	Schaan	2.3	3.4	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l													
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide					saure Pestizide								
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriuron		
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l		
83	05-Sep-02	LBK	Schaan	2.2	2.6	27	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
108	16-Sep-02	LBK	Balzers	2.9	2.5	6.0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
98	16-Sep-02	LBK	Triesen	1.9	3.6	3.2	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
86	16-Sep-02	LBK	Schaan	2.0	2.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
88	25-Sep-02	LBK	Schaan	2.1	2.8	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
122	02-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	13	11	12	<QL	6.7	69	162	<QL	<QL	42	136	<QL		
124	06-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	6.6	7.9	<QL	<QL	<QL	8.0	0	<QL	<QL	21	5.2	<QL		
160	15-Mai-02	Emme	Bumbach	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	0	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
150	15-Mai-02	Emme	Burgdorf	7.0	7.2	9.4	<QL	<QL	<QL	0	<QL	<QL	7.6	<QL	<QL		
126	15-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	9.4	10	13	<QL	<QL	3.9	0	<QL	<QL	6.7	11	<QL		
128	21-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	12	12	6.5	<QL	<QL	3.1	0	<QL	<QL	<QL	8.1	<QL		
130	27-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	50	15	7.9	7.9	14	17	8.1	<QL	<QL	14	13	<QL		
132	31-Mai-02	Emme	Bätterkinden/LHG	49	10	4.7	<QL	<QL	2.4	0	<QL	<QL	14	6.1	<QL		
133	07-Jun-02	Emme	Bätterkinden/LHG	43	17	<QL	<QL	<QL	<QL	3.9	<QL	<QL	63	4.1	<QL		
161	13-Jun-02	Emme	Bumbach	<QL	1.0	<QL	<QL	<QL	<QL	0	<QL	<QL	2.0	<QL	<QL		

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l											
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide					saure Pestizide						
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriuron
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l
151	13-Jun-02	Emme	Burgdorf	80	8.2	5.1	<QL	<QL	<QL	0	<QL	<QL	26	<QL	<QL
135	13-Jun-02	Emme	Bätterkinder/LHG	87	12	12	<QL	<QL	1.3	29	<QL	<QL	32	8.3	<QL
137	24-Jun-02	Emme	Bätterkinder/LHG	728	44	26	<QL	113	63	8.2	<QL	<QL	47	170	<QL
164	15-Jul-02	Emme	Bumbach	<QL	1.6	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	16	<QL	<QL
154	15-Jul-02	Emme	Burgdorf	8	3.8	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
140	15-Jul-02	Emme	Bätterkinder/LHG	18	11	<QL	1.6	<QL	1.2	<QL	<QL	<QL	6.3	20	<QL
166	13-Aug-02	Emme	Bumbach	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
156	13-Aug-02	Emme	Burgdorf	4.5	8.1	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
142	13-Aug-02	Emme	Bätterkinder/LHG	9.4	12	<QL	<QL	<QL	1.2	<QL	<QL	<QL	3.7	7.0	<QL
143	05-Sep-02	Emme	Bätterkinder/LHG	7.6	10	<QL	<QL	2.5	1.0	<QL	27	<QL	5.4	5.7	<QL
167	11-Sep-02	Emme	Bumbach	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
158	11-Sep-02	Emme	Burgdorf	4.4	7.7	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL
145	11-Sep-02	Emme	Bätterkinder/LHG	6.9	10	<QL	<QL	2.3	<QL	<QL	6.7	<QL	4.4	5.4	<QL
147	23-Sep-02	Emme	Bätterkinder/LHG	7.6	8.8	<QL	<QL	3.8	1.1	<QL	8.3	<QL	3.3	5.8	<QL

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l													
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide					saure Pestizide								
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotripon		
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l		
182	01-Mai-02	Venoge	Ecublens	764	26	14	<QL	103	31	116	<QL	<QL	81	183	<QL		
184	06-Mai-02	Venoge	Ecublens	44	37	<QL	3.6	9	129	73	<QL	<QL	70	136	<QL		
186	13-Mai-02	Venoge	Ecublens	23	23	<QL	2.9	3.6	22	22	<QL	<QL	26	24	<QL		
188	15-Mai-02	Venoge	Ecublens	97	25	9.4	3.3	11	18	28	<QL	<QL	185	40	<QL		
190	21-Mai-02	Venoge	Montricher	12	18	<QL	7.1	<QL	13	<QL	<QL	<QL	<QL	3.1	<QL		
192	21-Mai-02	Venoge	Bussigny	157	29	5.9	3.0	5.2	24	53	3.9	<QL	19	40	<QL		
194	21-Mai-02	Venoge	Ecublens	368	32	15	11	11	30	182	<QL	<QL	35	67	<QL		
196	27-Mai-02	Venoge	Ecublens	82	31	8.7	3.9	13	46	66	<QL	<QL	17	42	<QL		
201	10-Jun-02	Venoge	Montricher	32	11	<QL	<QL	<QL	3.3	10	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
199	10-Jun-02	Venoge	Bussigny	130	22	4.8	2.7	3.6	8.9	18	<QL	<QL	8.8	14	<QL		
197	10-Jun-02	Venoge	Ecublens	225	25	8.0	2.3	4.5	9.0	22	<QL	<QL	14	18	<QL		
203	17-Jun-02	Venoge	Ecublens	79	34	16.2	3.0	16	11	17	<QL	<QL	14	27	<QL		
205	24-Jun-02	Venoge	Ecublens	194	38	10	7.7	12	7.8	48	<QL	<QL	55	326	<QL		
211	15-Jul-02	Venoge	Montricher	128	37	<QL	<QL	2.3	4.1	10	1.5	<QL	<QL	<QL	<QL		
209	15-Jul-02	Venoge	Bussigny	619	57	8.4	1.5	21	32	42	2.9	<QL	<QL	50	<QL		

Proben-Daten				Pestizidkonzentrationen in ng/l													
Proben-Nr.	Datum	Testgebiet	Teststrecke	neutrale Pestizide					saure Pestizide								
				Atrazin	Desethylatrazin	Diazinon	Dimethenamid	Diuron	Isoproturon	Metolachlor	Tebuthiuron	Dicamba	MCPA	Mecoprop	Sulcotriuron		
<i>Quantifizierungsgrenzen (QL):</i>				1 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	2 ng/l	4 ng/l	1 ng/l	3 ng/l	3 ng/l	50 ng/l	3 ng/l	4 ng/l	25 ng/l		
207	15-Jul-02	Venoge	Ecublens	569	54	8.1	1.8	24	35	39	1.7	<QL	3.8	67	<QL		
213	13-Aug-02	Venoge	Montricher	11	13	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
217	13-Aug-02	Venoge	Bussigny	24	20	<QL	<QL	3.2	3.8	8.5	<QL	<QL	<QL	<QL	<QL		
218	13-Aug-02	Venoge	Ecublens	28	19	<QL	<QL	4.5	3.3	6.7	1.2	<QL	3.5	4.4	<QL		
220	03-Sep-02	Venoge	Ecublens	51	25	9.1	<QL	25	7.1	7.7	44	<QL	32	31	<QL		
225	10-Sep-02	Venoge	Montricher	21	21	<QL	<QL	<QL	1.3	3.2	3.5	<QL	8.7	<QL	<QL		
233	10-Sep-02	Venoge	Bussigny	64	29	6.3	<QL	14.9	5.0	6.0	300	<QL	18	42	<QL		
222	10-Sep-02	Venoge	Ecublens	64	28	4.6	<QL	11	8.7	7.9	285	<QL	20	62	<QL		
236	18-Sep-02	Venoge	Ecublens	68	30	8.3	1.4	9.4	4.8	7	12	<QL	<QL	17	<QL		