



Schweizerische Eidgenossenschaft
Agroscope Reckenholz-Tänikon
Research Station ART

eawag
aquatic research ooo

Standortgerechte Landwirtschaft bezüglich der Auswirkung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen auf Oberflächengewässer

Projekt-Schlussbericht

Studie im Auftrag des BAFU



Christian Stamm
Tobias Doppler
Volker Prasuhn
Heinz Singer

9. Juli 2012

Impressum

Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Wasser, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: Eawag - das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs & Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART)

Autor/Autorin: Christian Stamm, Tobias Doppler, Volker Prasuhn, Heinz Singer
Begleitung BAFU: Hans-Ulrich Gujer

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Studie Weinland	3
2.1	Feldexperiment Weinland	3
2.1.1	Mobilisierung der Herbizide	3
2.1.2	Verbindung zum Gewässer (Konnektivität)	5
2.1.3	Rolle der Substanzeigenschaften	8
2.1.4	Konzentrationen und Konzentrationsdynamik	9
2.1.5	Verlustraten und räumliche Unterschiede	10
2.1.6	Applikation auf Winterweizen	11
2.1.7	Schlussfolgerungen Feldexperiment	11
2.2	Modellierung	12
2.2.1	Übersetzung der Bodenkarte	12
2.2.2	Schlussfolgerungen und Ausblick Modellierung	12
2.3	Schlussfolgerungen	12
3	Verwandte Untersuchungen	15
3.1	Untersuchungen Baldeggersee	15
3.2	Ergebnisse aus weiteren Untersuchungen	17
3.2.1	Erosionsrisikokarte (ERK2) und Gewässeranschluss erosionsgefährdeter Flächen	18
3.2.2	Dissertation M. Frey	19
3.2.3	Rexpo	20
3.2.4	Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen	20
3.2.5	BFI-Analyse Mittelland	20
4	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	22
4.1	Beitragende Flächen in der Praxis	22
4.1.1	Charakterisierung beitragender Flächen	22
4.1.2	Lokalisierung beitragender Flächen	22
4.1.3	Gültigkeitsbereich der bisherigen Untersuchungen	25
4.2	Folgerungen für andere Massnahmen	25
4.2.1	Drainagen	28
4.2.2	Pufferstreifen	28
4.2.3	Erosionsschutzmassnahmen	30
4.2.4	Landwirtschaftliche Entwässerung	30
4.2.5	Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel	30

4.3	Weiteres Vorgehen	31
-----	-----------------------------	----

1 Einleitung

Trotz der Einführung ökologischer Auflagen in der Landwirtschaft in den 1990er Jahren hat das Risiko für diffuse Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) nicht messbar abgenommen (Singer et al., 2005). Nachwievor werden PSM in zu hohen Konzentrationen in Fließgewässern gefunden (z.B. Leu et al. (2005)). Weitere Massnahmen zur Verminderung der Einträge sind deshalb notwendig.

Unter Schweizer Verhältnissen stellen diffuse, regengetriebene Verluste den Haupteintrag für Herbizide - der quantitativ wichtigsten und am besten untersuchten Gruppe der PSM in der Schweiz - dar (Leu et al., 2005). Oberflächliche Abschwemmung und Eintrag durch Grobporen in Drainagen hinein sind dabei die wichtigsten Transportwege. Auch für Phosphor (Lazzarotto et al., 2005) oder Veterinärpharmaka (Stoob et al., 2007) sind diese Eintragspfade dominant. Aus diesem Grund konzentrieren wir uns im Folgenden auf diese Eintragspfade, wie sie in Abb. 1.1 schematisch dargestellt sind.

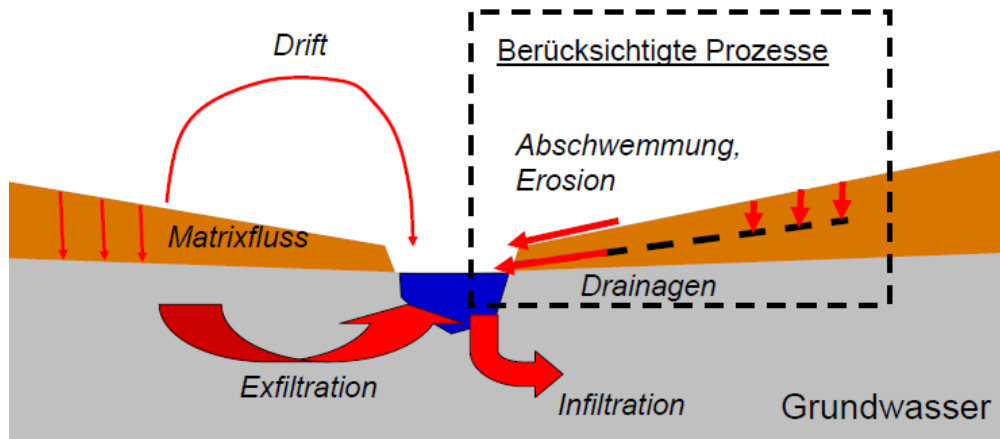


Abbildung 1.1: Schematische Darstellung der für die Ausscheidung von beitragenden Flächen relevanten Eintragsprozesse.

Frühere Feldstudien aus dem In- und Ausland haben gezeigt, dass diffuse Herbizidverluste räumlich auf einen Teil der Felder begrenzt sind. Analoge Befunde ergeben sich für Erosion, und Transportmodellierungen zeigen das gleiche für P-Verluste. Die Flächen, die den überwiegenden Teil der Stoffverluste verursachen, werden in der Literatur als beitragende Flächen F_{BF} (engl. *critical source areas*) bezeichnet. Sie lassen sich durch folgende Gleichung beschreiben:

$$F_{BF} = F_{Quelle} \cap F_{aktiv} \cap F_{konnekt} \quad (1.1)$$

wobei F_{Quelle} die räumlichen Quellen, F_{aktiv} die hydrologisch aktiven Flächen und $F_{konnekt}$ die mit dem Gewässernetz verbundenen Flächen bezeichnen.

Das bedeutet, dass durch die Anpassung der Bewirtschaftung auf solchen beitragenden Flächen die diffusen Verluste substantiell vermindert werden könnten. Statt flächenhaften Massnahmen stünden damit standort-spezifische Massnahmen im Vordergrund. Diese Strategie wurde u.a. im 10-Punkte Plan des Projekts Fischnetz+ vorgeschlagen (Fischnetz+, 2007).

Zielsetzung Das Oberziel des Projekts bestand in der Erarbeitung wissenschaftlicher Grundlagen für Verminderungsstrategien der landwirtschaftlichen Belastung von Oberflächengewässern durch die Berücksichtigung standortspezifischer Risiken für diffuse Stoffverluste. Dabei ging es spezifisch darum, Methoden zur Vorhersage des standortbedingten Risikos zu testen und zu entwickeln bzw. beitragende Flächen für diffusen Stoffeintrag räumlich vorherzusagen. Im Vordergrund standen dabei Herbizide aus den grossen Feldkulturen und Phosphor auf Graslandflächen. Zu diesem Zweck haben wir eine intensive Feldstudie zur Untersuchung räumlicher Unterschiede von Verlustraten von Herbiziden durchgeführt (Studie Weinland, s. Kap. 2). Diese Studie zielte darauf ab, das bisherige Prozessverständnis und die daraus abgeleiteten räumlichen Vorhersagen zu beitragenden Flächen in einer bisher nicht untersuchten Region des Mittellandes zu untersuchen. Damit sollte die Verallgemeinerbarkeit bisheriger Ergebnisse getestet werden. In analoger Weise wurde die Studie in der Region Baldeggersee (Kap. 3.1) dahingehend ausgelegt, die räumliche Übertragbarkeit modellbasierter Vorhersagen beitragender Flächen für Verluste von gelöstem P in Oberflächengewässern zu überprüfen. Im Bericht werden die Ergebnisse dieser beiden Studien durch ausgewählte Resultate anderer Projekte ergänzt (Kap. 3.2), um ein breiteres Bild zu erhalten.

2 Studie Weinland

Um eine standort-spezifische Bewirtschaftung umsetzen zu können, müssen beitragende Flächen verlässlich identifiziert werden können. Im besten Fall wäre eine flächendeckende, einheitliche Vorhersage dieser Flächen möglich. Für eine räumliche Vorhersage beitragender Flächen werden verlässliche Modelle benötigt, die in der Lage sind, alle relevanten Prozesse räumlich abzubilden. Die Modelle müssen kalibriert und validiert werden, dazu sind räumliche Datensätze zum diffusen Stoffeintrag unerlässlich. Auch kann das Wissen über relevante Prozesse an diesen Datensätzen geprüft und erweitert werden. Basierend auf früheren Studien zu räumlichen Unterschieden der Herbizidverluste, gingen wir davon aus, dass der Bodenwasserhaushalt dabei eine zentrale Rolle spielt. Der Bodenwasserhaushalt bestimmt das Risiko für gesättigten Oberflächenabfluss und spielt auch bei Verlusten durch das Drainagensystem eine wichtige Rolle. Entsprechend war die Studie aufgebaut. Ziel der Studie Weinland war es einerseits, in einem Feldexperiment Verlustraten von Herbiziden in einem ackerbaulich genutzten Einzugsgebiet zu erheben. Der Zusammenhang zwischen Standorteigenschaften und Herbizidverlusten sollte dabei genauer untersucht werden; die räumlichen Unterschiede der Verlustraten sollten direkt quantifiziert werden. Andererseits sollte die räumliche Modellvorhersage von beitragenden Flächen für Herbizide verbessert werden. Die Nutzung von Bodeninformation aus der Bodenkarte zur Verbesserung der Vorhersage stand dabei im Zentrum des Interesses.

2.1 Feldexperiment Weinland

Für die Studie wurde ein Einzugsgebiet im Zürcher Weinland gewählt, das stark ackerbaulich genutzt wird. Es wurde bewusst ein Gebiet mit anderem Klima und anderer Landschaftsform gewählt als in den bisherigen Studien (Leu et al. (2004b), Leu et al. (2005), Gomides Freitas et al. (2008)), die in der Region Greifensee durchgeführt wurden. Das Gebiet weist sehr verschiedene Bodentypen mit unterschiedlichem Wasserhaushalt auf. Ausserdem ist ein Teil der Ackerfläche drainiert. Das erlaubt eine detaillierte Untersuchung der Drainagen als Eintragspfad. Das Gewässernetz besteht aus einem offenen und einem eingedolten Bach (Abb. 2.1). Das Experiment umfasste zwei kontrollierte Herbizidapplikationen (Winterweizen und Mais) im Frühjahr 2009. Die Verlustraten der verschiedenen Felder wurden bestimmt. Bodenhydrologische Messungen (Abb. 2.1) ermöglichen die Verknüpfung von Standorteigenschaften und Verlustraten.

2.1.1 Mobilisierung der Herbizide

Damit die Herbizide in Oberflächengewässer gelangen können, müssen sie aus dem Oberboden mobilisiert werden. Die Mobilisierung geschieht hauptsächlich durch Oberflächen-

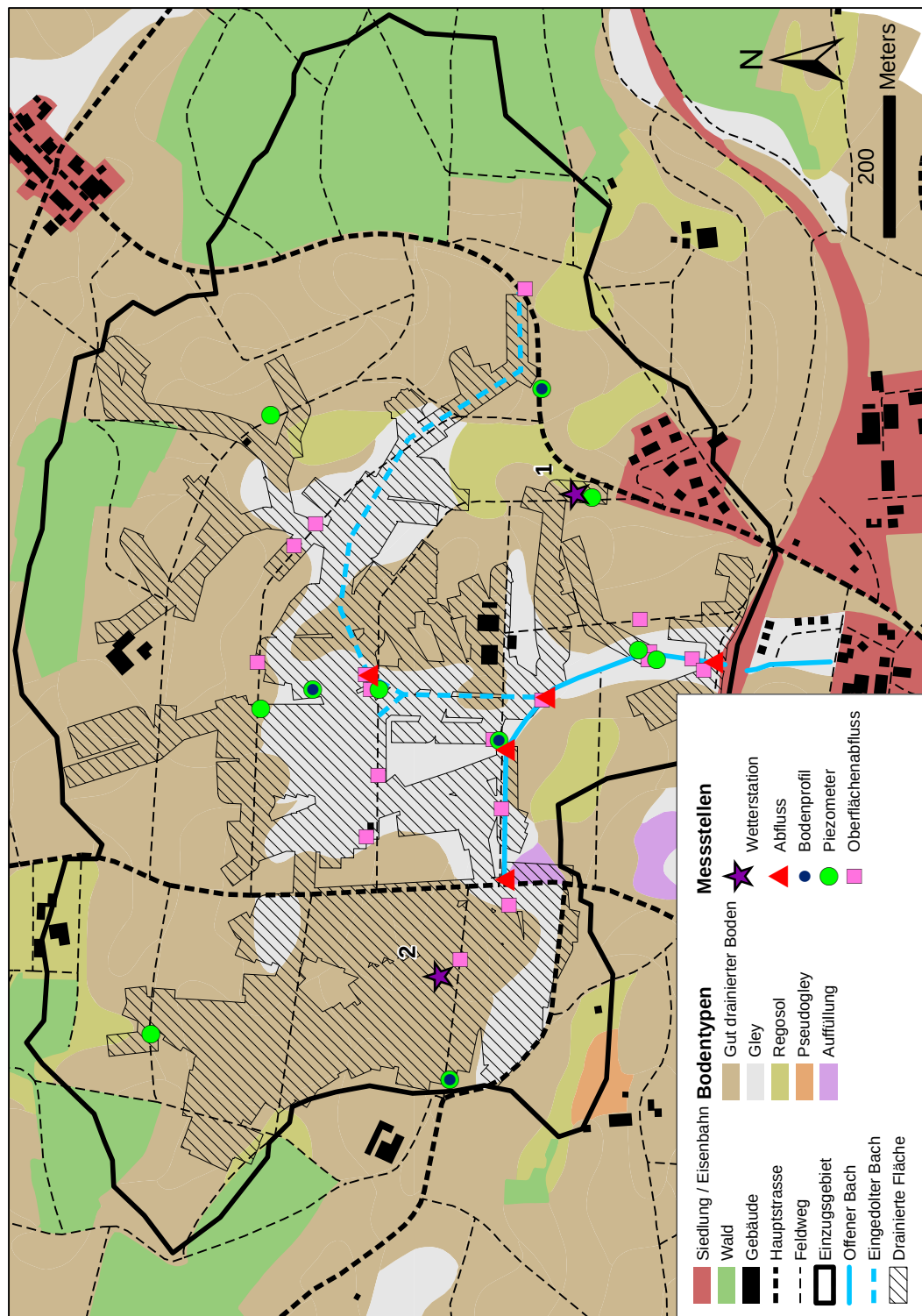


Abbildung 2.1: Studienggebiet mit Landnutzung, Bodenkarte, Gewässernetz und den Standorten der hydrologischen Messungen.

abfluss. Es werden zwei Prozesse unterschieden, die zu Oberflächenabfluss führen. Beim gesättigten Oberflächenabfluss steigt der Grundwasserspiegel bis an die Bodenoberfläche, Regenwasser kann nicht mehr infiltrieren und fliesst oberflächlich weg. Beim ungesättigten Oberflächenabfluss übersteigt die Regenintensität die Infiltrationskapazität des Bodens, ohne dass tiefere Bodenschichten gesättigt sind. Unterschiedliche Standortigenschaften bestimmen das Risiko für gesättigten und ungesättigten Oberflächenabfluss. Beim gesättigten Oberflächenabfluss sind die topographische Lage und die hydraulischen Eigenschaften des Untergrundes entscheidend, beim ungesättigten sind die Oberflächeneigenschaften wichtig (Bodenbedeckung, Bodentextur, Bodenbearbeitung,...). In den bisherigen Untersuchungen (Leu et al. (2004b), Leu et al. (2005), Gomides Freitas et al. (2008)) war hauptsächlich gesättigter Oberflächenabfluss für die Mobilisierung verantwortlich. Im Gegensatz dazu wurden die Herbizide in der Feldstudie Weinland hauptsächlich durch ungesättigten Oberflächenabfluss mobilisiert. Die meisten grösseren Regenereignisse in der Versuchsperiode waren Gewitter mit hohen Regenintensitäten. Verteilt im ganzen Einzugsgebiet wurden regelmässig Oberflächenabfluss und Erosion beobachtet (Doppler et al., in revision.).

2.1.2 Verbindung zum Gewässer (Konnektivität)

Die Herbizide, die in den Oberflächenabfluss mobilisiert werden, können nur in Oberflächengewässer gelangen, wenn der Transport rasch vom Ort der Mobilisierung bis ins Gewässer statt findet und kein Rückhalt im Einzugsgebiet auftritt. Das heisst, dass die Konnektivität der schnellen Fliesspfade vom Ort der Mobilisierung bis ins Gewässer gewährleistet ist.

In der Feldstudie Weinland wurden drei wichtige Eintragspfade beobachtet: 1) Oberflächenabfluss gelangt direkt ins Gewässer. Dies ist nur von Flächen möglich, die oberflächlich mit dem Gewässer verbunden sind. 2) Oberflächenabfluss gelangt über einen Kurzschluss ins Gewässer. Kurzschlüsse sind Schächte der Strassenentwässerung, aber auch Kontrollschächte des Drainagensystems (Muth, 1991). 3) Oberflächenabfluss wird in einer topographischen Senke zurückgehalten. Von da kann er über präferentielle Fliesswege (Groporen) ins Drainagensystem gelangen. Abbildung 2.2 zeigt Beispiele eines aktiven Kurzschlusses in Form eines überfluteten Kontrollschachts und einer topographischen Senke, welche drainiert ist.

Eine GIS-Analyse der Oberflächentopographie zeigt, dass im Untersuchungsgebiet nur eine kleine Fläche (4.4%) direkt ans Gewässer angeschlossen ist. Hingegen ist eine beträchtliche Fläche (23%) durch Kurzschlüsse wie Kontrollschächte von Drainagen oder Sammelschächte der Strassenentwässerung verbunden, über welche Wasser und darin gelöste Stoffe rasch via das Drainagesystem in den Bach geleitet werden (siehe Abb. 2.3, Doppler et al. (in revision.)).

Ein Beispiel von einem der Versuchsfelder (Feld vier in Abb. 2.3) zeigt auch, dass ganze Prozessketten zu einem Eintrag ins Gewässer führen können. Das Feld ist weder topographisch direkt ans Gewässer angeschlossen noch ist es flächenhaft drainiert. Trotzdem wurden die Herbizide dieses Feldes im Bach nachgewiesen. Oberflächliche Abschwemmung führte zu Erosion auf dem Feld, der Oberflächenabfluss gelangte in eine topogra-

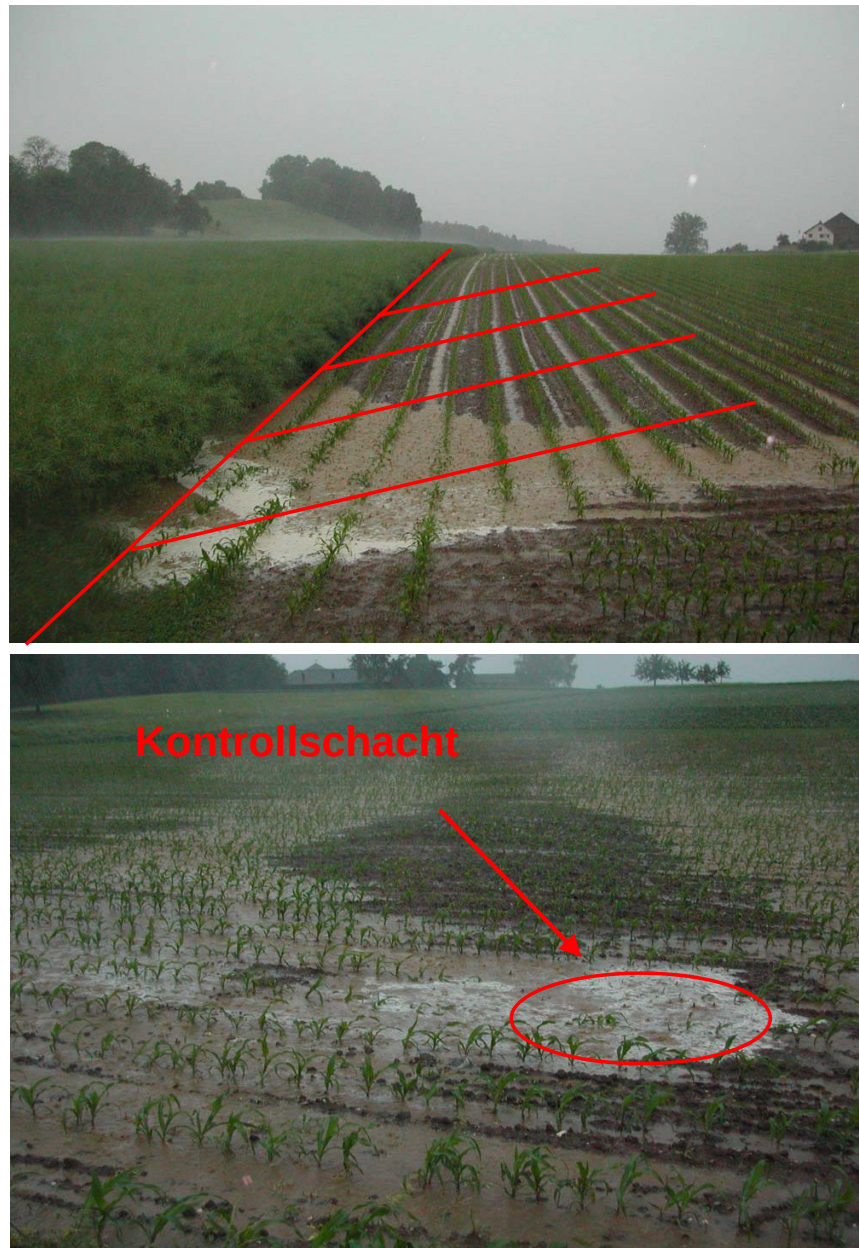


Abbildung 2.2: Eine drainierte Senke (ohne Schacht) mit gesammeltem Oberflächenabfluss fördert den Makroporenfluss in Drainagen (oben) und ein Kontrollschacht wirkt als Kurzschluss ins Drainagesystem (unten).

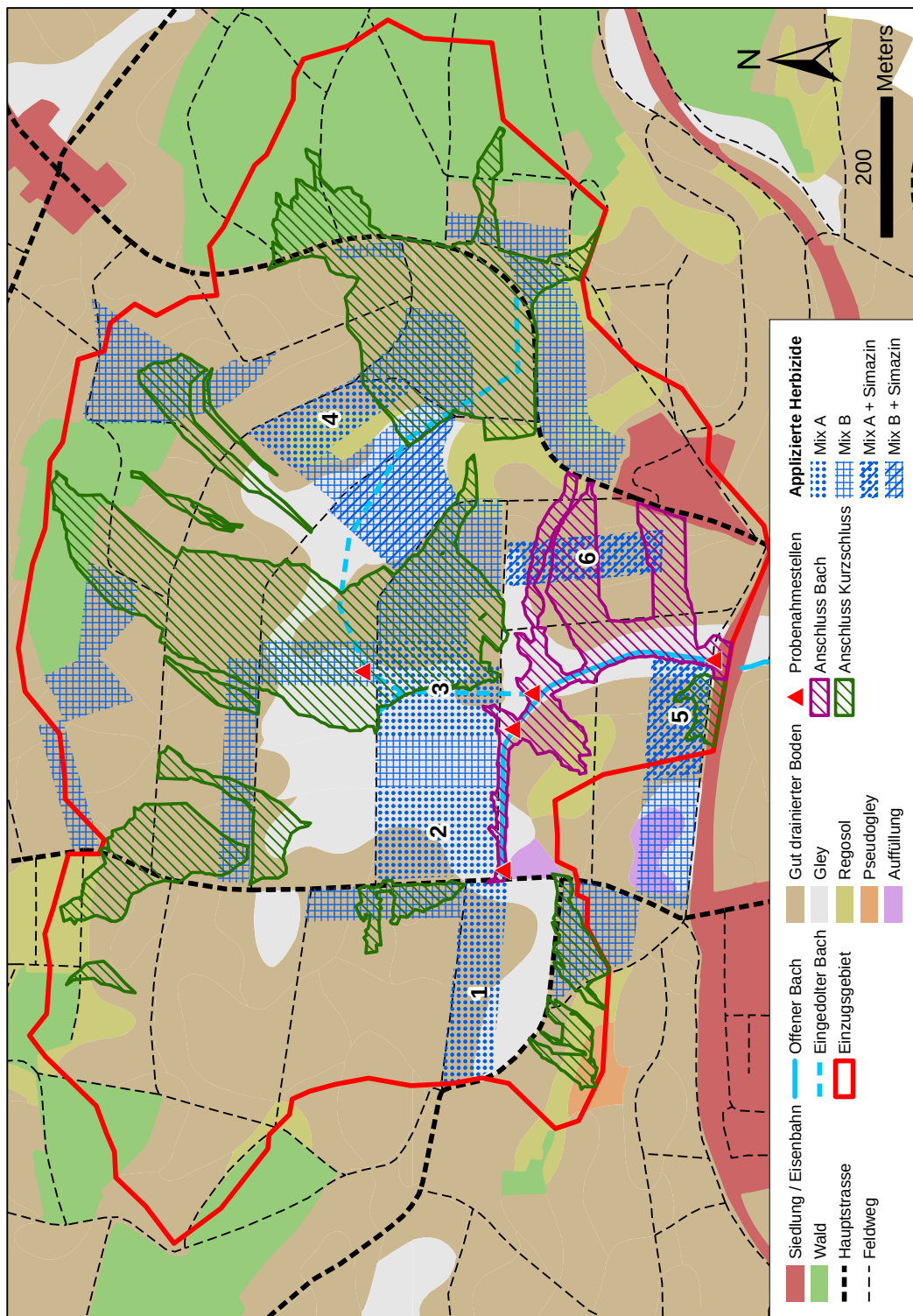


Abbildung 2.3: Versuchsaufbau der Mais-Applikation mit den Versuchsfeldern und Flächen, die direkt oder über Kurzschlüsse ans Gewässer angeschlossen sind. Mix A: Atrazin, Sulcotrion und Metolachlor, Mix B: Terbutylazin und Mesotrion.

phische Senke auf einem benachbarten Feld, von wo er über präferentielle Fließwege ins Drainagensystem gelangte.

2.1.3 Rolle der Substanzeigenschaften

Die verwendeten Herbizide werden im Boden unterschiedlich schnell abgebaut (siehe Abb. 2.4; weitere Details siehe Doppler et al. (in revision.)). Für das Austragsrisiko ist es entscheidend, wie viel der Substanz zum Zeitpunkt des Regenereignisses noch im Boden vorhanden ist.

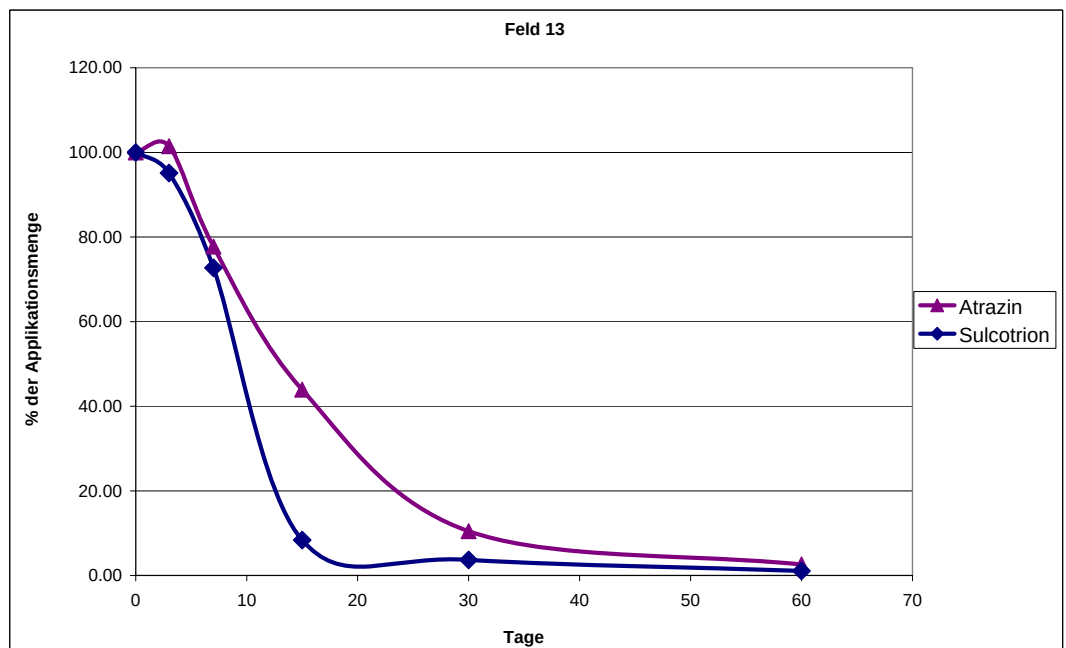


Abbildung 2.4: Typisches Abbauverhalten der untersuchten Herbizide illustriert am Beispiel von Atrazin und Sulcotrion im Boden auf einem der Versuchsfelder

Die Sorptionseigenschaften der Stoffe bestimmen, ob sie mehrheitlich im Wasser gelöst oder an Partikel gebunden transportiert werden. Die Herbizide in unserer Studie sorbierten nicht sehr stark (anfängliche K_d -Werte variieren zwischen 0.1 und 2.6 L kg⁻¹ Doppler et al. (in revision.)) und werden deshalb hauptsächlich gelöst transportiert. Auch bei der Mobilisierung der Substanzen aus dem Boden in den Oberflächenabfluss sowie während der Infiltration zum Drainagensystem (durch Grobporen) können die Substanzeigenschaften eine Rolle spielen, allerdings sind diese Zusammenhänge noch nicht im

Detail geklärt.

2.1.4 Konzentrationen und Konzentrationsdynamik

Die Konzentrationen der applizierten Herbizide wurden in Proben aus dem Bach, aus Drainagen und in Oberflächenabflussproben gemessen. Die Konzentrationen in den Drainagen unterscheiden sich kaum von den Konzentrationen im offenen Bach. Die Oberflächenabflusskonzentrationen sind hingegen um fast eine Grössenordnung höher (siehe Abb. 2.5), und der Median liegt bei fast einem Mikrogramm pro Liter. Die Spitzenkonzentrationen während Abflussereignissen liegen überall wesentlich höher und überschritten den allgemeinen Grenzwert der Gewässerschutzverordnung von $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ um zwei Grössenordnungen und mehr. Die Werte sind vergleichbar mit Werten, wie sie in anderen Studien (z.B. Gomides Freitas et al. (2008), Leu et al. (2004)) für kleine Bäche gefunden wurden.

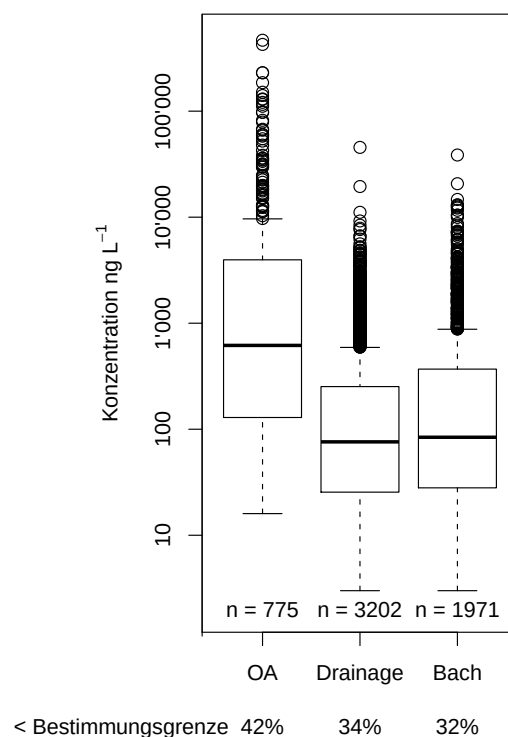


Abbildung 2.5: Die gemessenen Konzentrationen aller Substanzen in Oberflächenabfluss (OA), Drainagen und Bach. Die Prozentzahlen unter der x-Achse geben an, wieviele Konzentrationswerte jeweils unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Wie erwartet, wurden während Regenereignissen erhöhte Konzentrationen gemessen. Allerdings zeigen Substanzen, die über unterschiedliche Eintragspfade ins Gewässer gelangen, auch eine unterschiedliche Konzentrationsdynamik (siehe Abb. 2.6). Atrazin und Sulcotrion gelangten hauptsächlich über Infiltration durch Grobporen ins Drainagensystem und in den Bach. Die Felder, auf welchen diese Substanzen appliziert wurden, weisen

keine direkte Verbindung zum Gewässer oder zu Kurzschlüssen auf. Die Substanzen zeigen deshalb eine Verzögerung der Konzentrationsspitze gegenüber dem Abfluss. Terbutylazin hingegen gelangte hauptsächlich über Kurzschlüsse (Kontrollschächte, Hofplatz- und Strassenentwässerung) ins Gewässer; die Konzentrationsdynamik folgt deshalb dem Abfluss (Doppler et al., in revision.).

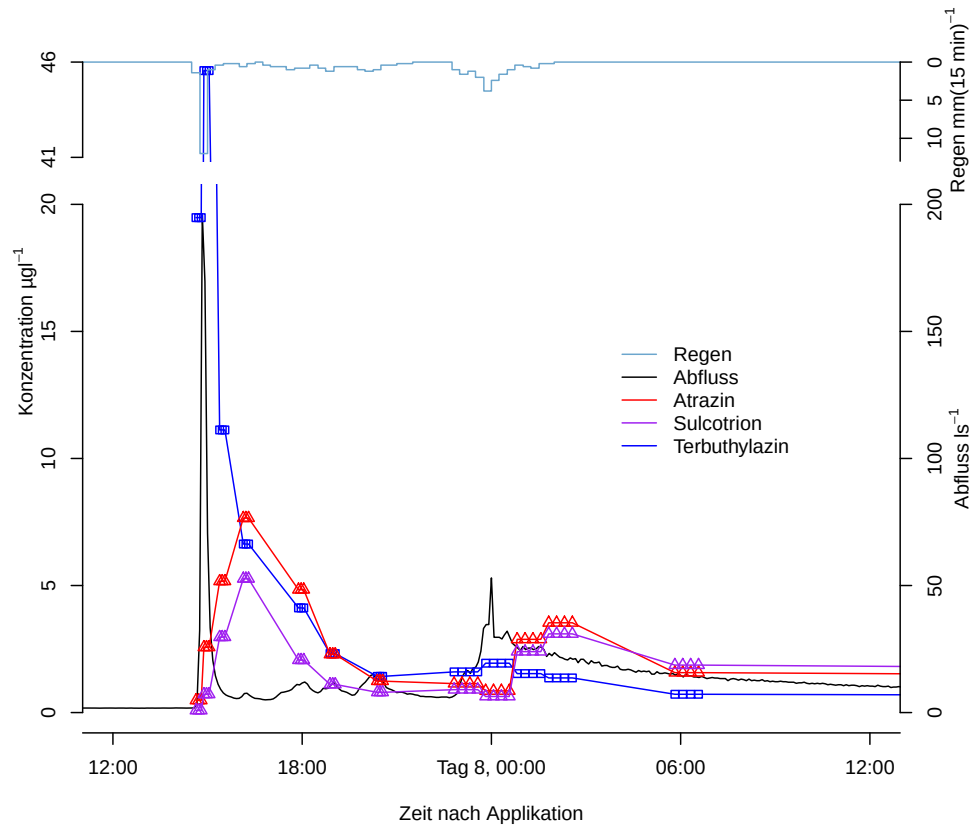


Abbildung 2.6: Konzentrationsverlauf von drei Substanzen und Abfluss im Bach während des ersten Abflussereignisses nach der Mais-Applikation. Dieses Ereignis hat zu den Hauptausträgen geführt.

2.1.5 Verlustraten und räumliche Unterschiede

Die grössten Herbizidverluste wurden während des ersten Abflussereignisses nach der Applikation gemessen. Die Versuchsfelder zeigen deutliche Unterschiede in den beobachteten Verlustraten. Die räumlichen Unterschiede sind konsistent für die verschiedenen Substanzen. Die Felder mit den höchsten Verlustraten hatten jeweils etwa viermal höhere Verluste als die Felder mit den tiefsten Verlustraten (siehe Tab. 2.1). Die Felder 5 und 6 (siehe Abb. 2.3) haben jeweils die höchsten Verlustraten während die Felder 1 und 4 jeweils die tiefsten Verlustraten aufweisen.

Tabelle 2.1: Verlustraten einiger Versuchsfelder in % (Feldnummern siehe Abb. 2.3).

	Gesamtgebiet	Feld 1	Feld 4	Feld 3	Felder 5 und 6
Atrazin	0.29	0.15	0.14	0.23	0.56
Metolachlor	0.18	0.08	0.11	0.12	0.33
Sulcotrion	0.27	0.14	0.13	0.25	0.47

Im Vergleich mit früheren Studien sind die im Weinland gemessenen Verlustraten eher tief (siehe Tab. 2.2). Trotzdem sind die gemessenen Konzentrationen hoch (siehe Abb. 2.5 und 2.6). Unter anderem liegt das am hohen Flächenanteil der gespritzten Felder bezogen auf die gesamte Einzugsgebietsfläche.

Tabelle 2.2: Verlustraten von Atrazin und Regenmengen aus verschiedenen Untersuchungen in kleinen Einzugsgebieten.

	Regenmenge mm	Verlustrate Atrazin %	Referenz
Isert 1999	512	0.6	Leu et al. (2004)
Tägernau 1999	512	0.7	Leu et al. (2004)
Ror 1999	512	3.5	Leu et al. (2004)
Ror 2000	260	0.82	Leu et al. (2005)
Summerau 2003	377	1.3	Gomides Freitas et al. (2008)
Weinland 2009	333	0.29	Doppler et al. (in revision.)

2.1.6 Applikation auf Winterweizen

Die gezeigten Resultate stammen alle von der Mais-Applikation. Die Konzentration von Isoproturon, das auf Winterweizen appliziert wurde, war in den meisten Proben unter der Nachweisgrenze (d.h. $< 1 \text{ ng L}^{-1}$). Der Hauptgrund dafür sind die Wetterbedingungen; nach der Applikation hat es mehr als einen Monat nicht oder nur sehr schwach geregnet. Zum Zeitpunkt des ersten grösseren Niederschlags war ein Grossteil der applizierten Substanz bereits abgebaut. Aus den Isoproturon Daten lassen sich deshalb keine Schlüsse im Bezug auf das standort-spezifische Risiko ziehen. Allerdings zeigen die Resultate deutlich den Einfluss der Wetterbedingungen auf den Stoffaustrag.

2.1.7 Schlussfolgerungen Feldexperiment

Die Hauptaussagen, die sich aus dem Feldexperiment ergeben, lassen sich wie folgt zusammenfassen: 1) Gesättigter und ungesättigter Oberflächenabfluss sind wichtige Mobilisierungsprozesse für Herbizide. 2) Die oberflächliche Konnektivität zum Oberflächengewässer ist gering. Eintragspfade über das Entwässerungssystem (Präferentieller Fluss in Drainagen, Strassenentwässerung, Kurzschlüsse via Kontrollschächte etc.) sind deshalb wichtig. 3) Trotz der vergleichsweise tiefen Verlustraten sind die im Bach gemessenen Konzentrationen zeitweise hoch.

2.2 Modellierung

Modelle sind wichtige Werkzeuge für eine einheitliche Vorhersage des standortbedingten Risikos für Stoffaustrag. Für diesen Zweck müssen die Modelle räumlich differenzierte Vorhersagen liefern. Für die Kalibrierung und Validierung der Modelle werden deshalb auch räumliche Datensätze benötigt. Die Erhebung von räumlich verteilten Daten ist aufwändig und teuer, räumliche Datensätze sind deshalb rar. Bodenkarten enthalten hingegen qualitative Informationen zum Wasserhaushalt der Böden. Das sind vor allem hydromorphe Merkmale, die eine häufige Vernässung des Bodens anzeigen. Wenn diese Information quantifiziert werden kann, wird sie nutzbar für die Kalibrierung und / oder Validierung von hydrologischen Modellen zur Vorhersage von beitragenden Flächen. Dieses Vorgehen eignet sich für die Vorhersage von Flächen, die gesättigten Oberflächenabfluss verursachen. Für die Vorhersage von ungesättigtem Oberflächenabfluss ist das Vorgehen nicht geeignet.

2.2.1 Übersetzung der Bodenkarte

Ein erster Schritt ist demnach die Übersetzung der qualitativen Bodenmerkmale zum Wasserhaushalt in eine Aussage über die Sättigungshäufigkeit. In Zusammenarbeit mit Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) wurde diese Übersetzung für die Böden im Untersuchungsgebiet gemacht. Ein Vergleich mit gemessenen Grundwasserständen im Gebiet zeigt eine generell gute Übereinstimmung von Schätzung und Messung, wenn auch an einzelnen Orten beträchtliche Abweichungen bestehen (siehe Abb. 2.7).

2.2.2 Schlussfolgerungen und Ausblick Modellierung

Ein erster wichtiger Schritt zur Quantifizierung des Vernässungsrisikos ist mit der Übersetzung der Bodenkarte in Sättigungshäufigkeiten getan. Die Modellierung ist allerdings noch nicht weit genug fortgeschritten, um Schlüsse daraus ziehen zu können. Es ist geplant, ein räumlich verteiltes, hydrologisches Modell an den Schätzungen aus der Bodenkarte zu kalibrieren. Dabei wird sich zeigen, inwiefern die Modellvorhersagen der gesättigten Flächen dadurch verbessert werden können.

2.3 Schlussfolgerungen

Die Studie im Weinland hat Erkenntnisse geliefert, die für die Vorhersage von beitragenden Flächen relevant sind. Einerseits hat sich gezeigt, dass ungesättigter Oberflächenabfluss ein wichtiger Mobilisierungsprozess für Herbizide im Ackerbau sein kann. Dies sollte in die Vorhersagen einfließen, da unterschiedliche Flächen von gesättigtem bzw. ungesättigtem Oberflächenabfluss betroffen sein können. Für eine Vorhersage von Flächen mit hohem Risiko für ungesättigten Oberflächenabfluss sind allerdings detaillierte lokale Kenntnisse zur Oberflächenbeschaffenheit des Bodens notwendig (Bodenbearbeitung, Bodentextur, Gehalt an organischem Material,...). Ausserdem spielt die Bodenbedeckung eine

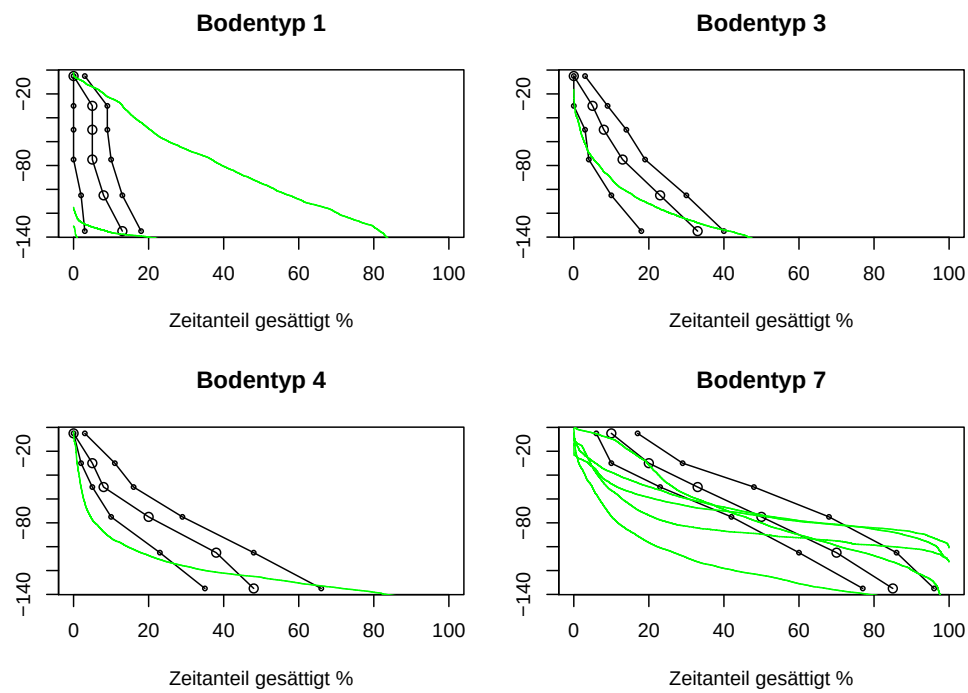


Abbildung 2.7: Tiefenprofile des Zeitanteils, in dem verschiedene Bodentypen gesättigt sind. Schwarz: Schätzung mit Unsicherheitsintervall, grün: Messungen im Untersuchungsgebiet.

wichtige Rolle. Diese variiert jedoch je nach Kultur sehr stark im Jahresverlauf. Das Risiko für ungesättigten Oberflächenabfluss ist deshalb keine stabile Standorteigenschaft. Im Gegensatz dazu sind Flächen, die zu gesättigtem Oberflächenabfluss neigen, unabhängig von der Bewirtschaftung. Für eine verlässliche Vorhersage von gesättigten Flächen sind einerseits flächendeckende, einheitliche Bodendaten notwendig, andererseits besteht hier auch noch Forschungsbedarf bei der Entwicklung von geeigneten Vorhersage-Modellen. Ausserdem hat sich die Relevanz des Entwässerungssystems (Drainagen, Strassenentwässerung, Kontrollschächte) für Herbizideinträge ins Oberflächengewässer deutlich gezeigt. Um die Konnektivität vorhersagen zu können, sind deshalb einheitliche Karten zu Drainagen, Entwässerungsleitungen und Einlaufschächten nötig. An ART und Universität Bern läuft momentan eine Pilotstudie zu diesem Thema (siehe Kapitel 3.2).

3 Verwandte Untersuchungen

3.1 Untersuchungen Baldeggersee

Das Teilprojekt in der Region Baldegger- und Sempachersee (finanziert durch das Staatssekretariat für Bildung und Forschung (SBF) im Rahmen von COST 869 (<http://www.cost869.alterra.nl/>)) verfolgte einerseits das Ziel, das Modul zur Beschreibung der P-Mobilisierung in einem früher entwickelten Modell zur Beschreibung der P-Verluste von grasland-dominierten Einzugsgebieten (Lazzarotto, 2005) zu verbessern. Das Modell soll es erlauben, aufgrund von Topographie, Bodentyp (Lazzarotto et al., 2005) und dem P-Vorrat im Boden das Risiko für P-Verluste ins Oberflächengewässer räumlich verteilt vorherzusagen. Dabei stand die Frage im Vordergrund, welche quantitative Bedeutung dem P-Vorrat im Oberboden im Vergleich zu Phosphor aus frisch ausgebrachter Gülle für die P-Verluste zukommt. Daraus können Schlussfolgerungen gezogen werden, wie diese beiden P-Quellen bei der Beurteilung von beitragenden Flächen zu berücksichtigen sind. Andererseits wurde die räumliche Übertragbarkeit dieses Modells untersucht und getestet.

Die Mobilisierung von P aus Gülle und dem P-Vorrat im Oberboden in das abfließende Wasser wurde mittels Beregnungsexperimenten auf zwei Graslandstandorten in der Region Baldeggersee untersucht. Dazu wurde ein mittel und ein hoch P-versorgter Boden ohne und mit Gülle beregnet und die P-Verluste ermittelt. Es zeigte sich, dass der Vorrat an Boden-P und an Gülle-P kurzfristig als unabhängig betrachtet werden können (s. Abb. 3.1; Hahn et al. (2012)). Der bodenbürtige P ist deshalb bei der Bestimmung beitragender Flächen unabhängig vom Güllen als Risikofaktor zu berücksichtigen. Bei der gewählten Bandapplikation der Gülle scheint keine erhöhte Tendenz zur Abflussbildung zu bestehen, wie das mit flächenhafter Gülleausbringung in ähnlichen Experimenten beobachtet wurde (Burkhardt et al., 2005).

Die Übertragbarkeit des P-Modells wurde getestet, in dem es an vier Teileinzugsgebiet des Sempachersees geeicht wurde und anschliessend für eine andere Zeitperiode für ein Teileinzugsgebiet im Baldeggersee (Stägbach) ohne weitere Anpassungen verwendet wurde. Ein Vergleich von gemessenen und simulierten P-Verlusten aus dem Teileinzugsgebiet des Baldeggersees deutet auf eine gute Übertragbarkeit hin. Es zeigt sich jedoch, dass die Art der Bodenklassifikation eine nicht unwesentliche Unsicherheit der räumliche Vorhersage der beitragenden Flächen verursacht (s. Abb. 3.2).

Fazit: Für die Modellierung von P-Verlusten sind sowohl Daten zum bodenbürtigen P als auch die über die Gülle ausgebrachten P-Mengen notwendig. Das ist bei der Vorhersage beitragender Flächen für P-Verluste zu berücksichtigen. Die hydrologische Reaktion

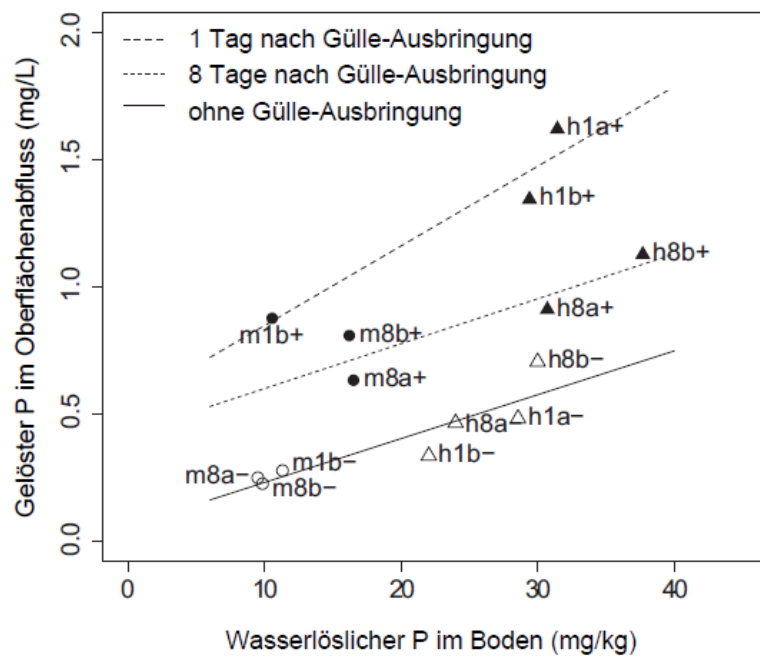


Abbildung 3.1: Zusammenhang zwischen dem P Vorrat im Boden (erfasst als wasserlöslicher Gehalt) und der Konzentration an gelöstem P im Oberflächenabfluss ohne bzw. mit einer vorgängigen Gülle-Applikation. (Quelle: Hahn et al. (2012)).

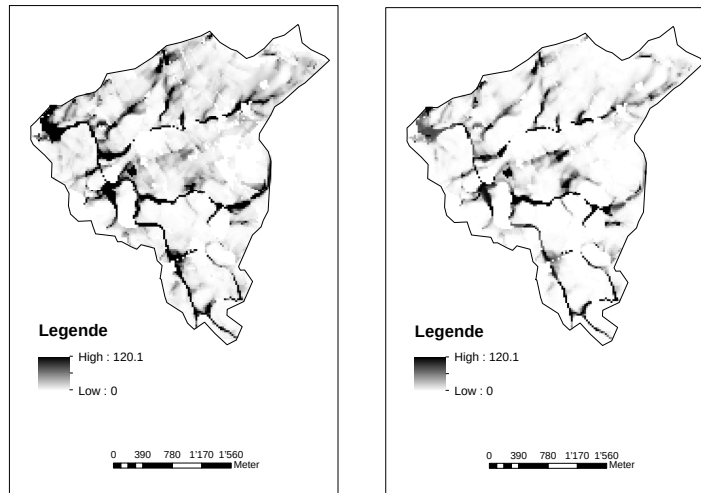


Abbildung 3.2: Vergleich der räumlichen Vorhersagen von P-verlusten im Einzugsgebiet des Stägbachs (Baldeggersee) basierend auf dem gleichen Modell, aber unterschiedlicher Klassifikationen von Böden als gut und schlecht durchlässig. (Quelle: Hahn et al. (2012b)).

eines Gebietes scheint aufgrund von Kalibrationen in Nachbargebieten vorhergesagt werden zu können. Da das Modell den gesamten P-Verlust aus den Verlusten der beitragenden Flächen aufaddiert, deutet die relativ gute Übereinstimmung modellierter und gemessener P-Verluste darauf hin, dass auch die bodentypenspezifischen Modellparameter auf benachbarte Gebiete übertragen werden können. Allerdings zeigen die Unterschiede zwischen Modellläufen, die auf zwei Einteilungen der Böden in gut und schlecht durchlässig basieren, dass die Modellvorhersagen mit Unsicherheiten behaftet sind. Unabhängige räumliche Daten, um zwischen den Modellversionen zu unterscheiden, fehlen. Daher sind diese Vorhersagen im Sinne von Hypothesenkarten zu interpretieren: sie geben begründete, in sich konsistente Annahmen über die räumliche Verteilung beitragender Flächen wider, die für eine Umsetzung praktischer Massnahmen im Feld zu plausibilisieren sind.

3.2 Ergebnisse aus weiteren Untersuchungen

Während der Durchführung dieses Projekts liefen weitere Forschungsvorhaben, die für diese Studie relevante Ergebnisse geliefert haben. Die wichtigsten Befunde sind im Folgenden zusammengefasst.

3.2.1 Erosionsrisikokarte (ERK2) und Gewässeranschluss erosionsgefährdeter Flächen

Das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) hat mit dem Auftrag zur Erstellung einer hoch aufgelösten Erosionsrisikokarte (ERK2) ein Hilfsmittel geschaffen, um die Einschätzung der Gefahr von oberflächlichem Bodenabtrag durch Wasser besser beurteilen zu können und vereinfacht damit die Umsetzung der bestehenden Gesetze und Verordnungen. Die Rechtsgleichheit für alle Kantone ist gegeben, da die Karte schweizweit über einheitliche Berechnungsgrundlagen und Klassierungskriterien verfügt. Die Erosionsrisikokarte soll Landwirtinnen und Landwirte für die Thematik sensibilisieren und soll den kantonalen Behörden Hinweise geben, wo sich die Hot-Spots für Erosion befinden. Auf diesen Flächen kann dann durch eine angepasste Bewirtschaftung das Erosionsrisiko stark vermindert werden.

Die im 2x2m-Raster vorliegende ERK2 der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz zeigt das potentielle Erosionsrisiko aufgrund der Standortfaktoren Relief, Boden und Niederschlag - unabhängig von der jeweiligen Nutzung und Bewirtschaftung. Stark erosionsgefährdete Bereiche innerhalb einer Parzelle oder eines Hanges wie beispielsweise Talwege können in der Karte gut identifiziert werden. Insgesamt wurden 44% der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Talgebiet als potentiell erosionsgefährdet klassiert. Allerdings werden 38% aller Flächen im Talgebiet als Dauergrünland genutzt und haben insofern kein reales Erosionsrisiko. Eine Überprüfung des modellierten Erosionsrisikos im Feld bleibt unumgänglich.

Die Karten sind inzwischen über die Homepage des Bundesamtes für Landwirtschaft (http://www.agri-gis.admin.ch/?initialState=ERK&reset_session&lang=de) öffentlich verfügbar. Das methodische Vorgehen wurde ausführlich in Gisler et al. (2010) und Gisler et al. (2011) dokumentiert. Die ERK2 wird in der sich derzeit in Vernehmlassung befindlichen „Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft“ als Hilfsmittel für den Vollzug empfohlen.

Um den Gewässeranschluss (Konnektivität) erosionsgefährdeter Flächen zu berücksichtigen, wurde eine Masterarbeit an der Universität Bern (Betreuung durch V. Prasuhn, ART und K. Herweg, CDE) durchgeführt (Alder, 2012). Auf der Basis der ERK2 wurde der Gewässeranschluss wie folgt simuliert:

- Erweiterung des bestehenden Gewässernetzes (anhand von *vector25* (swisstopo; <http://www.swisstopo.admin.ch/internet/swisstopo/de/home/products/landscape/vector25.html>) um Tiefenlinien, in denen Oberflächenabfluss nach Starkregen häufig zusammenfliesst. Diese Tiefenlinien haben nach Feldbeobachtungen häufig direkten oder über Einlaufschächte (von eingedolten Bächen) indirekten Gewässeranschluss.
- Erweiterung des bestehenden Gewässernetzes um Strassen (ebenfalls aus *vector25*), die über Einlaufschächte mit dem Gewässernetz verbunden sind.
- Ermittlung der Fließdistanzen zum erweiterten Gewässernetz (Abb. 3.3).

- Verrechnung von Erosionsrisiko und von Fliessdistanzen zum erweiterten Gewässernetz zur Karte der Wahrscheinlichkeit erosionsbedingter Stoffeinträge.

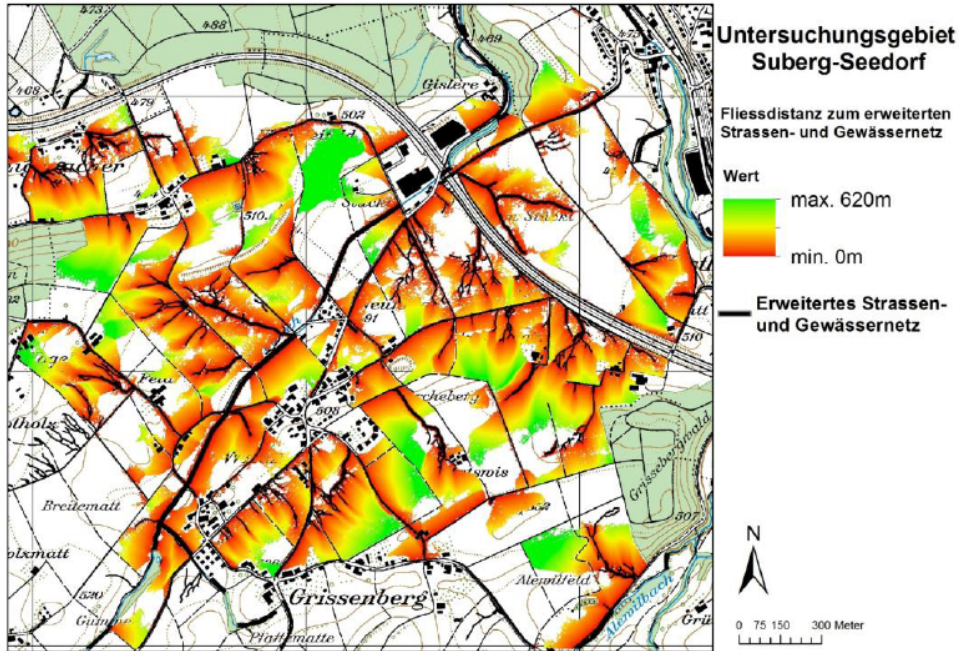


Abbildung 3.3: Ausschnitt aus dem Entwurf einer Karte zum Gewässeranschlusses erosionsgefährdeter Flächen. Dargestellt ist Fliessdistanz zum erweiterten Gewässernetz (Quelle: (Alder, 2012)).

Die Karten werden in verschiedenen Testgebieten (z.B. Frienisberg, Weinland) überprüft.

3.2.2 Dissertation M. Frey

Die Dissertation von M. Frey (Frey, 2009b) verfolgte ähnliche Ziele wie der Modellierungsteil aus der Feldstudie Weinland. Hauptsächlich ging es um die Frage, inwiefern räumliche Vorhersagen für beitragende Flächen verbessert werden können, wenn lokale Abflussdaten am Auslass eines Einzugsgebiets zur Verfügung stehen. Zudem sollten die Vorhersage-Unsicherheiten quantifiziert werden.

Das Projekt zeigte, dass es schwierig ist, ohne lokale räumliche Information zum Zustand des Wasserhaushalts sowie zu den relevanten Wasserflüssen beitragende Flächen vorherzusagen. Die räumliche Vorhersage von Flächen, die zur Bildung von gesättigtem Abfluss neigen, ist deshalb i.A. mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die Unsicherheiten sind wohl so gross, dass Massnahmen nicht ohne eine lokale empirische Überprüfung daraus abgeleitet werden sollten (Frey et al., 2011).

3.2.3 Rexpo

Im Rahmen des Eawag-Projekts *Rexpo* (Wittmer et al., 2010) wurde verschiedene Aspekte untersucht, die hier relevant sind. Zum einen wurde für das Untersuchungsgebiet von rund 25 km² Fläche (Mönchaltorfer Aa in der Region Greifensee) für sämtliche Ackerflächen die Konnektivität zum Gewässer anhand des hochaufgelösten digitalen Geländemodells (2 × 2 m) ermittelt. Es zeigte sich, dass weniger als 10% der 370 Felder oberflächlich ans Gewässernetz angeschlossen waren (Rudolph, 2009).

Zudem wurde getestet, ob einfache, flächenhaft anwendbare (konzeptionelle) Modelle (FAL Risikoklassen für Abschwemmung der Bodenkarte, Modell der dominanten Abflussprozesse (Schmocker et al., 2007)) die Herbizidverluste aus einzelnen Teileinzugsgebieten vorhersagen können. Auch unter Berücksichtigung der Konnektivität stimmten gemessene Verlustraten schlecht mit vorhergesagten (relativen) Verlustraten überein.

Eine mögliche Ursache für die schlechten Modellvorhersagen liegt in der Rolle drainierten Moorböden, die einen erheblichen Teil der Ackerbauflächen ausmachen. Es scheint, dass diese Flächen sich deutlich in ihrem hydrologischen Verhalten von den anderen (mineralischen) Böden im Gebiet unterscheiden. Darauf deutet z.B. hin, dass Atrazinverluste in den Monaten Mai bis Juli gut mit einem dynamischen Modell beschrieben werden könnten, der Atrazinaustrag in einem massiven Hochwasser im August stark unterschätzt wurde. Die Daten deuten darauf hin, dass solche drainierten Flächen unter normalen Verhältnissen relative geringe Verluste aufweisen, weil durch die Drainagen die Wasserspeicherkapazität erhöht wird. Wenn diese aber erschöpft ist, treten sehr hohe Verluste auf. Darauf deuten auch frühere Untersuchungen in anmoorigen Böden im Furttal hin (Schmied, 2001).

3.2.4 Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen

Im Rahmen dieses BAFU-Projekts (Frey et al., 2011b) wurde einerseits eine Review zum wissenschaftlichen Stand bezüglich beitragenden Flächen erarbeitet (Stamm et al., in prep.), andererseits wurden bestehende, einfache Modelle zur räumlichen Vorhersage von beitragenden Flächen in vier Testgebieten im Schweizer Mittelland angewendet (Frey et al., 2011). Die Literaturreview hat gezeigt, dass die empirische Datenbasis zur räumlichen Ausdehnung beitragender Flächen sehr begrenzt ist. Je nach Region und betrachteten Stoff können sich beitragende Flächen auf wenige Prozent eines Einzugsgebiets beschränken oder sie können weite Teile davon umfassen. Zudem ist zu beachten, dass für verschiedene Problembereiche (z.B. Phosphor versus Herbizide) unterschiedliche Flächen betroffen sein können. Es hat sich auch gezeigt, dass Nitratverluste i.A. nur durch flächenhafte Massnahmen substantiell verringert werden können.

3.2.5 BFI-Analyse Mittelland

Unter der Annahme, dass sättigungsbedingte Abflussprozesse Herbizidverluste dominieren, kann ein Zusammenhang zwischen dem hydrologischen Verhalten eines Gebiets und dem Risiko für Herbizidverluste hergestellt werden. Empirische Daten belegen diesen

Zusammenhang, wenn zudem das Abflussverhalten in der Applikationsperiode berücksichtigt wird (Leu et al., 2010).

Da die Saisonalität der Niederschläge im Schweizer Mittelland nicht stark variieren, wurde in einer grösserskaligen Studie (Siber et al., 2009) untersucht, wie die Verlustrisiken aufgrund der räumlichen Verteilung des *Baseflow Index* (Verhältnis zwischen Basisabfluss und Gesamtabfluss) zu erwarten wären. Dabei zeigte es sich, dass Gebiete mit geringem hydrologischem Risiko (d.h. einem hohen Anteil Basisabfluss) ein grosses Verlustpotential aufgrund des grösseren Anteils Ackerbau und damit des Pestizideinsatzes erwarten lassen. Das bedeutet, dass bei einer grösserskaligen Betrachtung (50 - 100 km²) mit wenigen Ausnahmen eher geringe Unterschiede in den Belastungssituationen zu erwarten sind. Diese Erwartung ist aber durch Konzentrationsmessungen zu überprüfen.

4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

4.1 Beitragende Flächen in der Praxis

Die Studie bestätigt durch Felduntersuchungen und Literaturvergleiche, dass es relevante räumliche Unterschiede der Verlustraten innerhalb von kleinen Einzugsgebieten gibt. Sie sind aber wahrscheinlich geringer als aufgrund von früheren Untersuchungen vermutet bzw. postuliert wurde. Allerdings ist zu beachten, dass diese Aussage auch davon abhängig ist, mit welcher räumlichen Auflösung die Prozesse betrachtet werden. Oft ist die räumliche Auflösung von Untersuchungen zu grob, um Unterschiede innerhalb von oder zwischen Feldern tatsächlich festzustellen.

Geht man im Folgenden davon aus, dass die räumlichen Unterschiede so gross sind, dass eine räumlich differenzierte Bewirtschaftung sinnvoll ist, stellt sich die Frage, wie beitragende Flächen zu charakterisieren und zu lokalisieren sind.

4.1.1 Charakterisierung beitragender Flächen

Durch die Kombination der Erkenntnisse aus diesem Projekt mit anderen Studien lassen sich beitragende Flächen qualitativ beschreiben. Wir haben verschiedenen Situationen bezüglich des Risikos von Eintrag über Drainagen schematisch in Tab. 4.1 dargestellt. Analog sind unterschiedliche Situationen zur Konnektivität und oberflächlicher Abschwemmung von Flächen in Tab. 4.2 abgebildet. Das Risiko für die Bildung von oberflächlichem Abfluss auf einer bestimmten Fläche wird durch den Grad der Bodenvernässung, die Erosionsanfälligkeit des Bodens sowie mögliche Infiltrationshemmungen durch Verschlammung oder Verdichtung beeinflusst.

4.1.2 Lokalisierung beitragender Flächen

Es stellt sich die Frage, wie beitragende Flächen anhand der genannten Charakteristiken räumlich vorhergesagt werden können. In Tab. 4.3 ist zusammengestellt, wie gut wir die Vorhersagbarkeit qualitativ einschätzen. Insgesamt zeigt sich, dass nur aufgrund von Kartengrundlagen beitragende Flächen heute quantitativ ungenügend vorhergesagt werden können. Feldbegehungen liefern wichtige Informationen für eine qualitative Einschätzung. Dies bedeutet aber nicht, dass modell-basierte Vorhersagen für die Praxis nutzlos sind. Die Verwendung modell-basierter Hypothesenkarten (s. unten) dürfte die beste Möglichkeit darstellen, um eine Harmonisierung der Situationsbeurteilung durch unterschiedliche Personen wie Berater bei Feldbegehungen zu ermöglichen.

Bei diesem Kenntnisstand schlagen wir ein dreistufiges Verfahren zur räumlichen Vorhersage von beitragenden Flächen vor:

Tabelle 4.1: Beschreibung von Risikosituationen für beitragende Flächen durch präferentiellen Transport.

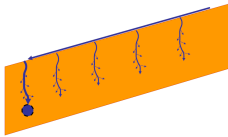
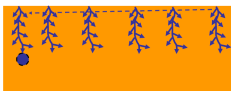
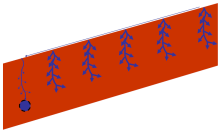
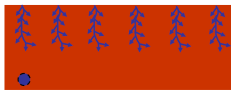
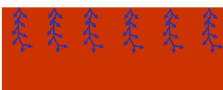
Risikoklasse	Beschreibung	Schema
hoch	schlecht durchlässiger Unterboden geneigte Flächen Drainagen vorhanden	
mittel	schlecht durchlässiger Unterboden ebene Flächen Drainagen vorhanden	
gering	schlecht durchlässiger Unterboden ebene Flächen keine Drainagen vorhanden	
gering	gut durchlässiger Unterboden geneigte Flächen Drainagen vorhanden	
sehr gering	gut durchlässiger Unterboden ebene Flächen Drainagen vorhanden	
sehr gering	gut durchlässiger Unterboden ebene Flächen keine Drainagen vorhanden	

Tabelle 4.2: Qualitative Beschreibung von Risikoklassen der Konnektivität ans Oberflächengewässer.

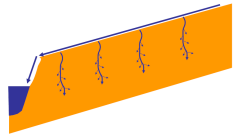
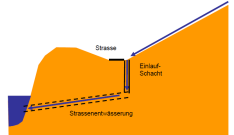
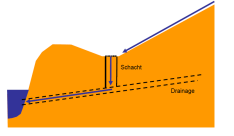
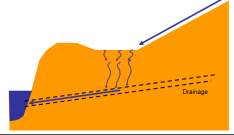
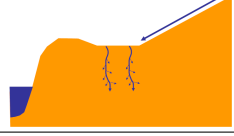
Risikoklasse	Beschreibung	Schema
sehr hoch	Direkter oberflächlicher Anschluss	
sehr hoch	Indirekter oberflächlicher Anschluss via Strassenentwässerung	
hoch	Abfluss in Senke mit unbedecktem Schacht (<i>Kontrollschacht des Drainagesystems wirkt als Kurzschluss</i>)	
mittel	Abfluss in Senke mit bedecktem Schacht oder Abfluss in drainierte Senke (<i>schneller Transport durch präferentielle Fließwege</i>)	
gering	Abfluss in undrainierte Senke (<i>Präferentielle Fließwege ohne Verbindung zum Oberflächengewässer</i>)	

Tabelle 4.3: Qualitative Einschätzung der Vorhersagbarkeit der verschiedenen Eigenschaften, die beitragende Flächen kennzeichnen ($F_{BF} = F_{Quelle} \cap F_{aktiv} \cap F_{konnekt}$).

Faktor	Prozess	Vorhersage	
		Karten-basiert	Feldbegehung
F_{aktiv}	Erosion	++	+++
	Gesättigter OA	(+)	+(+)
	Ungesättigter OA	-	+
	Präf. Fluss	(+)	(+)
F_{konn}	Gelände	++	+++
	Drainagen	- bis +	+(+)
	Schächte	-	++
F_{Quelle}	P-Gehalt Boden	-	(+)
	Pestizide	-	+(++)

1. Schaffung von Hypothesenkarten für Konnektivität, Erosionsrisiko und Risiko für gesättigten Abfluss. Anhand des hochaufgelösten digitalen Geländemodells und weiterer Informationen zum Entwässerungssystem können potentiell beitragende Flächen aufgrund der Konnektivität mit dem Oberflächengewässer hergeleitet werden. Diese Information kann mit der existierenden Erosionsrisikokarte kombiniert werden (s. Abschnitt 3.2). Wo vorhanden, können hoch aufgelöste Bodenkarten mit Angaben zum Wasserhaushalt verwendet werden, um Hypothesenkarten für gesättigten Abfluss (inkl. präferentiellen Fluss) zu erstellen.
2. Qualitative Beschreibung von Risikosituationen. Solche Beschreibungen sollen eine Hilfeleistung an Berater darstellen, die bei Feldbegehungen gezielt nach bekannten Risikosituationen Ausschau halten können. Ein Entwurf einer solchen Beschreibung ist in Tab. 4.1 und 4.2 dargestellt.
3. Beizug einer Fachperson im Bereich Meliorationen/Kulturtechnik. Wo ein Handlungsbedarf ermittelt wurde, sollte unter Beizug einer Fachperson eine geeignete, den lokalen Bedingungen angepasste Lösung erarbeitet werden.

4.1.3 Gültigkeitsbereich der bisherigen Untersuchungen

Um die Repräsentativität der bisherigen Untersuchungsgebiete für die Schweizer Landwirtschaft einzugrenzen, haben wir aufgrund der Bodeneignungskarte (BEK, <http://www.blw.admin.ch/dienstleistungen/00334/00337/index.html?lang=de>) die folgenden physiographischen Einheiten als durch die Untersuchungsgebiete repräsentiert betrachtet:

- Leicht gewelltes Moränenhügelland (Kategorie *G1 - G4*)
- Tieferes Molassehügelland mit teilweiser Moränenbedeckung (Kategorie *H1 - H7*)
- Mittleres Molassehügelland mit teilweiser glazialer Überformung (Kategorie *K1 - K4*)
- Drumlinlandschaften mit stärkerem Relief (Kategorie *L1 - L4*)

Die räumliche Verteilung der unterschiedlichen Ackerflächen-Typen ist in Abb. 4.1 dargestellt.

Flächen, die wir als nicht durch Untersuchungsgebiete repräsentiert betrachten, sind in Figur 4.2 dargestellt. Es ist erkennbar, dass der Jura, die Alpentäler und die grösseren Ebenen entlang der grossen Flüsse nicht wiedergegeben sind. Insgesamt machen diese Flächen 40% des Acker- und Wieslandes im Mittelland und Jura aus.

4.2 Folgerungen für andere Massnahmen

Aus der Feldstudie Weinland können nicht nur Schlussfolgerungen für beitragende Flächen gezogen werden. Die Ergebnisse haben auch eine Bedeutung für andere Aspekte des

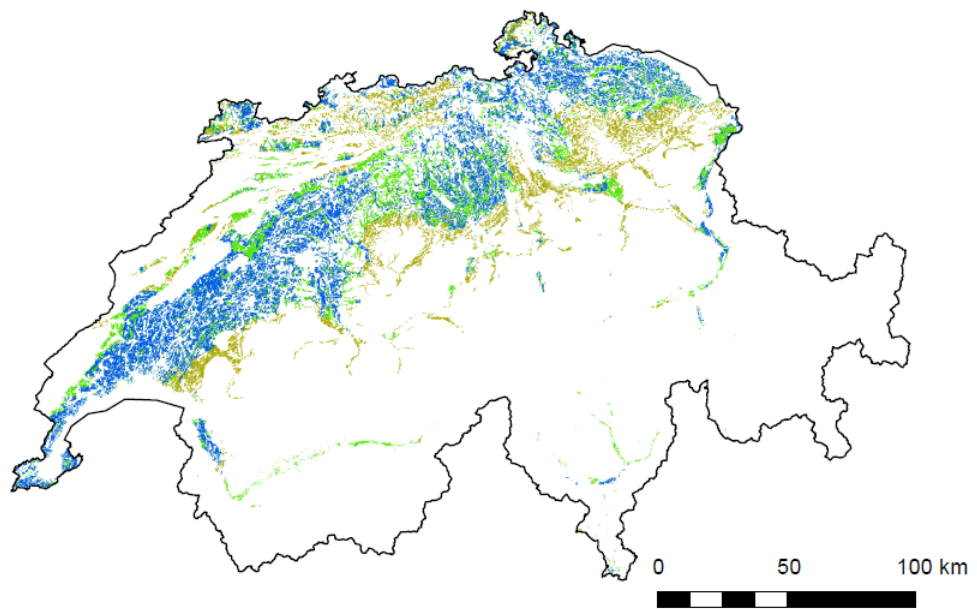


Abbildung 4.1: Räumliche Verteilung der verschiedenen Eignungsklassen für Ackerbau in der Schweiz. Blau: gute bis sehr gute Ackerflächen, grün: v.a. für Futterbau geeignet, olivgrün: v.a. als Weidegebiete geeignet. Datengrundlage: siehe Text.

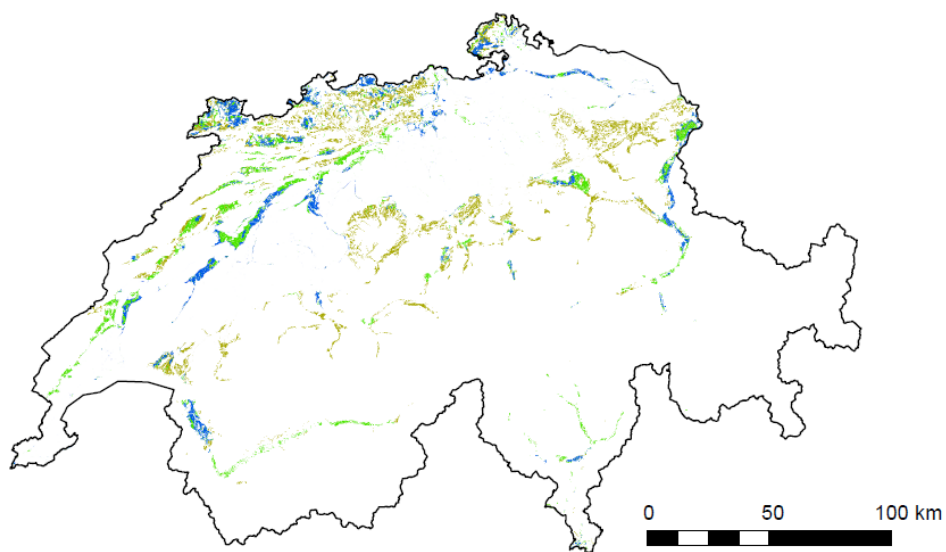


Abbildung 4.2: Räumliche Verteilung der verschiedenen Eignungsklassen für Ackerbau in der Schweiz, die nicht durch bestehende Untersuchungsgebiete abgedeckt sind. Blau: gute bis sehr gute Ackerflächen, grün: v.a. für Futterbau geeignet, olivgrün: v.a. als Weidegebiete geeignet. Datengrundlage: siehe Text

Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Einige zentrale Folgerungen sind im Folgenden thematisiert.

4.2.1 Drainagen

Wie schon in früheren Studien aus dem Schweizer Mittelland (Leu et al., 2004b) zeigt sich auch in dieser Studie im Weinland, dass PSM in hohen Konzentrationen in Drainagen eingetragen werden können. Der Eintrag erfolgt unter anderem über präferentielle Fliesswege (Grobporen), die in den meisten Böden für die Herbizidverlagerung (Flury et al., 1994), den P-Eintrag in Oberflächengewässer (Stamm et al., 1998) oder den Transport von Veterinärantibiotika (Burkhardt and Stamm, 2007) eine wichtige Rolle spielen.

Der Transport durch Grobporen ist besonders ausgeprägt, wenn Wasser oberflächennah zu diesem Poren hinfließt (Stamm et al. (2002), Weiler and Naef (2003)). Andererseits zeigte die Feldstudie im Weinland ganz klar, welche Bedeutung hydraulischen Kurzschlüssen in Form von Kontrollschächten etc. in Drainagen hinein oder Einlaufschächte der Strassenentwässerung für den Herbizidtransport zukommen. Sie können dazu führen, dass Oberflächenabfluss ohne Kontakt mit dem Boden sehr rasch in Oberflächengewässer gelangen können. Auch wenn die gemessenen Konzentrationen in den Drainagen im Allgemeinen tiefer lagen als im Oberflächenabfluss (s. auch Kladivko et al. (2001)), zeigen diese Ergebnisse doch klar auf, dass Drainagen für den diffusen Eintrag von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen in Oberflächengewässer in der Schweiz eine erhebliche Rolle spielen.

Im Hinblick auf Massnahmen ist jedoch zu beachten, dass die Stilllegung von Drainagen in den meisten Fällen keine Lösung darstellt. Dadurch würde die Vernässung des Bodens zunehmen und damit auch die Gefahr von oberflächlicher Abschwemmung, Bodenverdichtung bei der Bearbeitung und Ernteeinbussen durch übermässige Nässe. Die Stilllegung von Drainagen macht deshalb nur dann Sinn, wenn gleichzeitig die Bewirtschaftung der Fläche extensiviert würde.

4.2.2 Pufferstreifen

Pufferstreifen gelten als wichtige Massnahme gegen diffuse Stoffeinträge aus der Landwirtschaft (Reichenberger et al. (2007)). Aus der zuvor erwähnten Bedeutung der Drainagen folgt, dass Pufferstreifen nicht alle Einträge verhindern können: durch Drainageleitungen können PSM oder Nährstoffe wie Phosphor über erhebliche Distanzen transportiert werden. Diese Tatsache wird auch in der Feldstudie Weinland direkt illustriert. Die PSM-Belastung ist erfolgt, obwohl der ganze Gewässerlauf vorschriftsgemäss von Pufferstreifen gesäumt ist (s. Abb. 4.3).

Daraus kann jedoch nicht gefolgert werden, dass Pufferstreifen nicht wirken. Die entscheidende Frage ist, wie in der Feldstudie die Herbizideinträge ins Gewässer ohne Pufferstreifen ausgefallen wären. Dabei ist zu beachten, dass Pufferstreifen meistens eine doppelte Funktion haben. Einerseits können sie Pestizide, erodiertes Bodenmaterial und andere Wasserinhaltsstoffe zurückhalten, und sie verringern das Risiko für Direkteinträge von Düngern wie auch Drifteinträge von PSM. Andererseits bedeutet die Ausscheidung ei-



Abbildung 4.3: Pufferstreifen entlang des Bachs im Untersuchungsgebiet Weinland.

nes Pufferstreifens, dass eine zuvor landwirtschaftlich genutzte Fläche nicht mehr intensiv bewirtschaftet wird. D.h. im Konzept der beitragenden Flächen bedeutet die Ausscheidung eines Pufferstreifens die Elimination einer (potentiellen) Quelle F_{Quelle} . Übertragen auf das Untersuchungsgebiet im Weinland heisst das, dass ohne Pufferstreifen die Ackerflächen bis an das Gewässer herangereicht hätten. Da die beiden benachbarten Felder die grössten Verlustraten aufwiesen (s. Kap. 2), kann davon ausgegangen werden, dass ohne Pufferstreifen die Herbizideinträge erheblich grösser ausgefallen wären. Dies gilt umso mehr, als diese gewässernahen Flächen stark vernässt sind und ihre Konnektivität zum Bach sehr hoch ist. Daher ist für die Wirksamkeit von Pufferstreifen neben ihrer Breite v.a. ihre topographische Form mitentscheidend. Diese hat einen wesentlichen Einfluss, ob Wasser und darin gelöste Stoffe flächenhaft oder konzentriert an wenigen Stellen das Gewässer erreichen.

4.2.3 Erosionsschutzmassnahmen

Die Ergebnisse der Feldstudie zeigen, dass Erosion auf einigen Flächen aufgetreten ist, die auch zur Herbizidbelastung beigetragen haben. Von daher stellt sich die Frage, ob und wenn in welchem Ausmass, Erosionsschutzmassnahmen auch PSM-Verluste verhindert hätten. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass Erosion und Oberflächenabfluss eng gekoppelt sind. Einerseits ist es klar, dass bei Erosion nicht nur Bodenteilchen verfrachtet werden sondern auch gelöste Stoffe wie Nährstoffe oder PSM. Daraus folgt, dass Erosionsschutzmassnahmen, die Abschwemmung verringern oder verhindern, auch den Austrag an Pestiziden reduzieren. Es bestehen daher wichtige Synergien zwischen Erosionsschutz und Massnahmen zur Verringerung des PSM-Austrags von Ackerflächen. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass durch bodenschützenden Direktsaatverfahren der Einsatz an Totalherbiziden (Glyphosat) stark zunimmt.

4.2.4 Landwirtschaftliche Entwässerung

Die Ergebnisse der Feldstudie haben die Rolle des Entwässerungssystems in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet für den Herbizideintrag in Oberflächengewässer aufgezeigt. Im Hinblick auf Massnahmen ist zu beachten, dass nicht alle Komponenten dieser Entwässerungssysteme rein landwirtschaftsbezogen sind oder nur einzelne Landwirte betrifft. Es ist vielmehr so, dass die Entwässerung von Strassen mit Drainagen verknüpft sein können und Drainagen i.A. von Flurgenossenschaften betrieben werden. Daraus folgt, dass Massnahmen oft nur überbetrieblich und gemeinsam mit nicht-landwirtschaftlichen Akteuren (z.B. Gemeinden) zu planen und durchzuführen sind.

4.2.5 Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel

Das Projekt zeigt exemplarisch auf, welche Transportprozesse im Mittelland für den Transport von PSM, spezifisch Herbizide, von Ackerflächen in Oberflächengewässer eine Rolle spielen können. Im Einklang mit früheren Studien kann gefolgert werden, dass die Verlustpfade Drainagen und Oberflächenabfluss (inkl. Erosion) die Hauptrolle spielen. In Realität können die beiden Transportpfade eng verknüpft sein. Für die Zulassung vom

PSM in der Schweiz sollte diesen Befunden Rechnung getragen werden, indem Expositionsszenarien verwendet werden, die diese Einträge realistisch berücksichtigen.

4.3 Weiteres Vorgehen

Ausgangspunkt für die Vorschläge zum weiteren Vorgehen bezüglich beitragender Flächen ist eine Zusammenfassung der offenen Fragen und heutigen Defizite:

Räumliche Vorhersage von Abschwemmung: Oberflächliche Abschwemmung, die nicht primär durch Erosion ausgelöst wird, ist nachwievor schwierig quantitativ vorher-sagbar. Defizite liegen im Bereich des *Prozessverständnisses* und der *Datengrund-lagen*.

Verlustverhalten von drainierten, ehemaligen Moorflächen: Obwohl solche Flächen oft intensiv(st) landwirtschaftlich genutzt werden, mangelt es an gezielte Untersuchungen bezüglich Stoffaustrag aus solchen Flächen. Defizite liegen im Bereich des *Prozessverständnisses* und der *Datengrundlagen*.

Anpassung von Bewirtschaftungseinheiten an beitragende Flächen: Der Praxisnachweis, dass die Kenntnis beitragender Flächen durch eine Anpassung der Schlagstrukturen erfolgreich in ein angepasstes Flächenmanagement umgesetzt werden kann und dadurch die Stoffverluste abnehmen, ist noch nicht erbracht. Defizite liegen im Bereich der *Umsetzung* mit einer gezielten *Begleitforschung* (Erfolgskontrolle).

Daraus lassen sich verschiedene Schritte für das weitere Vorgehen bezüglich beitragender Flächen ableiten:

Priorität 1: Verbindliche Anwendung der heutigen Erosionsrisikokarte. Die existierende Erosionsrisikokarte deckt einen Teil der Vorhersage beitragender Flächen ab. Dieses Werkzeug sollte verbindlich eingesetzt werden. Die Umsetzung sollte so begleitet werden, dass die Umsetzung optimiert werden kann.

Priorität 2: Praxisnachweis mit Demonstrationsobjekten. An konkreten Fallbeispielen sollte gemeinsam mit Landwirten die praxisrelevante Anwendung des Konzepts der beitragenden Flächen getestet werden. Diese Umsetzungsprojekte sollten so wissenschaftlich begleitet werden, dass sie gleichzeitig auch als Erfolgskontrolle dienen und das Prozessverständnis fördern (s. unten).

Priorität 3: Verbesserung der Datengrundlage: Aufgrund der vorhandenen Daten sollte eine Konnektivitätskarte erstellt werden. Momentan wird von ART und der Universität Bern eine entsprechende Pilotstudie durchgeführt. Ausgehend von deren Ergebnissen sollte die notwendigen Schritte zur flächendeckenden Karte eingeleitet werden. Weiter bestehen erhebliche Defizite bei der Bodeninformation (Frey et al., 2011b), bei den Daten zur Nährstoffversorgung der Böden und zum Vorhandensein von Drainagen. Bodeneigenschaftskarten und damit im Zusammenhang auch

Drainagekarten können mit dem heutigen Wissen erarbeitet werden und flächen-deckende Grundlagen für Hypothesenkarten zum gesättigten Abfluss bilden. Die Bedürfnisse für die Herleitung von beitragenden Flächen sollte in die laufenden Aktivitäten am BAFU zur Entwicklung einer schweizweiten Bodeneigenschaftskarten einfließen.

Priorität 4: Stärkung des Prozessverständnisses. Gezielte Untersuchungen zur Füllung von Forschungsdefiziten bezüglich des Auftretens von Abschwemmung und dem Stoffaustrag aus drainierten Flächen sollten fortgeführt werden. Idealerweise sind solche Untersuchungen mit Demonstrationsobjekten zu koppeln.

Danksagung

Die Feldstudie Weinland war nur mit der Unterstützung zahlreicher Personen im Feld, Labor und Verwaltung möglich. Wir möchten der Feldequippe mit Marcel Gay, Ivo Strahm, Guido Hirzel und Luca Winniger danken, die mit grossem Einsatz die Studie auch bei ungünstigen Witterungsverhältnissen ermöglicht hat. Im Labor haben Alfi Lück, Luise Camenzuli und Martin Krauss die Wasser- und Bodenproben analysiert. Urs Zihlmann und Peter Weisskopf von Agroscope Reckenholz-Tänikon haben uns bei der Bodeninterpretation unterstützt.

Ein grosser Dank geht auch an Gabriel Popow und Markus Hochstrasser, die die praktische Durchführung des Spritzversuchs erst möglich gemacht haben. Schlussendlich möchten wir uns auch bei allen Landwirten im Gebiet für die Einwilligung in unseren Feldstudie und die gute Zusammenarbeit bedanken.

Dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) danken wir für die Finanzierung des Projekts.

Literaturverzeichnis

- Alder, S. 2012. Modellierung des Gewässeranschlusses von potentiell erosionsgefährdeten Flächen im schweizerischen Mittelland. Masterarbeit, Universität Bern, Bern.
- Burkhardt, M., C. Stamm, H. Singer, C. Waul, and S. Müller. 2005. Surface runoff and transport behaviour of sulfonamides and tracers after manure application on grassland. *Journal of Environmental Quality* 34:1363 - 1371.
- Burkhardt, M., C. Stamm. 2007. Depth distribution of sulfonamide antibiotics in pore water of an undisturbed loamy grassland soil. *Journal of Environmental Quality* 36:588 - 596.
- Doppler, T., L. Camenzuli, G. Hirzel, M. Krauss, A. Lück, C. Stamm. 2012. The spatial variability of herbicide mobilization and transport: a field experiment at catchment scale. *Hydrology and Earth System Sciences* 16: 1947 - 1967. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/16/1947/2012/hess-16-1947-2012.pdf>.
- Gesunde Fische in unseren Fliessgewässern. 10-Punkte-Plan. Eawag, BAFU (Hrsg.), 24 S. (<http://www.sib.admin.ch/uploads/media/DIV-9505-D.pdf>)
- Flury, M., H. Flühler, W.A. Jury, J. Leuenberger, 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. *Water Resources Research* 30(7): 1945 - 1954.
- Frey, M. P., Konz, N., Stamm, C., Prasuhn, V., 2011. Identifizierung von Flächen, die überproportional zur Gewässerbelastung beitragen. *Agrarforschung Schweiz*. 2, 156-161.
- Frey, M., N. Konz, C. Stamm, and V. Prasuhn. 2011. Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen. Eawag, ART Reckenholz-Tänikon, Dübendorf, Zürich.
- Frey, M. P., Schneider, M. K., Dietzel, A., Reichert, P., Stamm, C., 2009a. Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: Role of connectivity and boundary conditions. *J. Hydrol.* 365 (1-2), 23-26, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.11.015.
- Frey, M. P., 2009b. Prediction of critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters. Diss. ETH No. 18291.
- Frey, M., C. Stamm, M.K. Schneider, and P. Reichert. 2011. Reduction of structural uncertainties in hydrological modeling using discharge data in a Bayesian Inference approach. *Water Resources Research* 47:doi:10.1029/2010WR009993.

- Gisler, S., Linniger, H.P., Prasuhn, V., 2010. Technischer Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2). ART-Zürich und CDE Uni Bern, 108 S.
- Gisler, S., H.P. Liniger, V. Prasuhn. 2011. Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). *Agrarforschung Schweiz* 2: 142-147.
- Gomides Freitas, L. Singer, H., Müller, S. R., Schwarzenbach, R. P., Stamm, C., 2008. Source area effects on herbicide losses to surface waters -A case study in the Swiss Plateau. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128(3), 177-184.
- Hahn, C., V. Prasuhn, C. Stamm, and R. Schulin. 2012. Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 153:65-74.
- Hahn, C., V. Prasuhn, C. Stamm, and R. Schulin. to be submitted. Modelling of dissolved reactive phosphorus transport and critical source areas for small agricultural catchments on the Swiss Plateau. *Hydrology and Earth System Sciences*.
- Kladivko, E. J., L. C. Brown, J.L. Baker, 2001. Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Critical Reviews in Environmental Sciences and Technology* 31: 1-62.
- Lazzarotto, P. 2005. Modeling phosphorus runoff at the catchment scale. Diss ETH 15857, Swiss Federal Institute of Technology, <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/ecolpool/diss/fulltext/eth15857.pdf>, Zürich.
- Lazzarotto, P., V. Prasuhn, E. Butscher, C. Crespi, H. Flühler, and C. Stamm. 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304:139 - 150.
- Leu, C., H.P. Singer, C. Stamm, S.R. Müller, R.P. Schwarzenbach. 2004. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment *Environ. Sci. Technol.* 38:3827 - 3834.
- Leu, C., Singer, H., Stamm, C., Müller, S. R., Schwarzenbach, R. P., 2004. Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environ. Sci. Technol.* 38: 3835-3841.
- Leu, C., H. Singer, S.R. Müller, R. Schwarzenbach, and C. Stamm. 2005. Comparison of atrazine losses in three small headwater catchments. *Journal of Environmental Quality* 34:1873 - 1882.
- Leu, C., M.K. Schneider, C. Stamm. 2010. Estimating catchment vulnerability to diffuse herbicide losses from hydrograph statistics *Journal of Environmental Quality* 39:1441 - 1450; doi:10.2134/jeq2009.0323.
- Muth, W. 1991. *Wasserbau. Landwirtschaftlicher Wasserbau, Bodenkultur.* 2. Aufl., Werner-Verlag. Düsseldorf. 276 S.

- Prasuhn, V., Liniger, H., Hurni, H., Friedli, S., 2007. Bodenerosions-Gefährdungskarte der Schweiz. *AGRARForschung*, 14 (3), 120-127.
- Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak, H.-G. Frede. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; a review. *Science of The Total Environment* 384:1-35.
- Rudolph, C. 2009. Determination and verification of critical source areas regarding pesticide losses in an agricultural catchment on the Swiss Plateau. Diploma Thesis, Universität Trier, Trier.
- Schmied, B. 2001. Nitrogen dynamics and leaching from humus-rich and tile-drained agricultural soil. PhD Thesis 13919, ETH Zürich.
- Schmocker-Fackel, P., F. Naef, S. Scherrer. 2007. Identifying runoff processes on the plot and catchment scale. *Hydrological and Earth System Sciences* 11:891 - 906.
- Siber, R., C. Stamm, and P. Reichert. 2009. Modeling potential herbicide loss on the Swiss Plateau. *Journal of Environmental Management* 91:290 - 302.
- Singer, H., H.-G. Anfang, A. Lück, A. Peter, and S. Müller. 2005. Pestizidbelastung von Oberflächengewässern. Auswirkungen der ökologischen Massnahmen in der Landwirtschaft. *gwa* 2005:879 - 886.
- Stamm, C., H. Flühler, R. Gächter, J. Leuenberger, H. Wunderli. 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 27:515 - 522.
- Stamm, C., R. Sermet, J. Leuenberger, H. Wunderli, H. Wydler, H. Flühler, M. Gehre. 2002. Multiple tracing of fast transport in a drained grassland soil. *Geoderma* 109: 245-268.
- Stamm, C., N. Konz, M. Frey, V. Prasuhn. in prep. The Critical Source Area concept as a basis for mitigating diffuse pollution - a Review (working title).
- Stoob, K., H.P. Singer, S.R. Mueller, R. Schwarzenbach, and C. Stamm. 2007. Dissipation and transport of veterinary sulfonamides after manure application to grassland in a small catchment. *Environmental Science and Technology* 41:7349-7355.
- Weiler, M., and F. Naef. 2003. Simulating surface and subsurface initiation of macropore flow. *Journal of Hydrology* 273:139 - 154.
- Wittmer, I.K., H.-P. Bader, R. Scheidegger, H. Singer, A. Lück, I. Hanke, C. Carlsson, C. Stamm. 2010. Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Water Research* 44:2850-2862.