



Schweizerische Eidgenossenschaft
Agroscope Reckenholz-Tänikon
Research Station ART

eawag
aquatic research ooo

Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen

Studie im Auftrag des BAFU



Martin Frey
Nadine Konz
Christian Stamm
Volker Prasuhn

Juli 2011

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Wissenschaftliche Belege für das Konzept beitragender Flächen	3
2.1	Überlegungen zu Frachtdynamik und Massenbilanzen	3
2.2	Analyse bestehender Felduntersuchungen	3
2.3	Werkzeuge zur Vorhersage beitragender Flächen	5
2.4	Fazit	9
3	Beispielhafte Anwendung der Konzepte und Diskussion der agronomischen Auswirkungen auf ausgewählten Betrieben	10
3.1	Vorhersagen beitragender Flächen	10
3.2	Minderungsmaßnahmen	14
3.3	Diskussion	17
4	Evaluierung flächendeckender Grundlagendaten	20
4.1	Evaluation vorhandener Grundlagendaten	20
4.1.1	Schlagraster, Parzellenplan und Feldblöcke	20
4.1.2	Landnutzung	22
4.1.3	Klimadaten	22
4.1.4	Gewässernetz	22
4.1.5	Digitales Höhenmodell	22
4.1.6	Bodenkarten	23
4.1.7	Fazit	26
4.2	Digital Soil Mapping	27
4.2.1	Massstab, Auflösung und Bodenparameter	28
4.2.2	subsubsection.4.2.2	28
4.2.3	Vorschlag für das weitere Vorgehen	29
5	Vorschläge für weiteres Vorgehen	31
5.1	Praktische Umsetzung	31
5.2	Ausblick	32
6	Anhang	34
6.1	Vorhersagewerkzeuge	34
6.1.1	AVErosion	34
6.1.2	P-Index	34
6.1.3	Topindex-Ansatz	36

6.1.4	Ansatz mit den dominanten Abflussprozessen (DRP)	37
6.2	Evaluationsdaten für P-Indices	39
6.3	Folien der Abschlussveranstaltung	41

1 Einleitung

Um die Produktionsbedingungen zu optimieren, werden in der Landwirtschaft Pflanzenschutzmittel (PSM) und Nährstoffe, vor allem Phosphor (P) und Stickstoff (N), eingesetzt. Die Stoffe können aber abgeschwemmt werden und in Gewässern zu einer diffusen Belastung führen. PSM können empfindliche Organismen in den Gewässern beeinträchtigen und ein übermässiger Nährstoffeintrag führt zu Eutrophierung in Seen. Auf landwirtschaftlichen Flächen findet zudem Erosion statt. Sedimenteintrag aus Bodenerosion kann zur Kolmation der Gewässersohle führen, d.h. dem Verstopfen der Poren, wodurch Laichplätze für Fische zerstört werden können.

Aus Sicht der Landwirtschaft werden Massnahmen zur Verminderung solcher Gewässerbelastungen gesucht, die eine möglichst grosse positive Wirkung im Gewässer bei möglichst geringen Kosten und geringen Einschränkungen der landwirtschaftlichen Produktion haben. In diesem Zusammenhang wäre es interessant, wenn man Reduktionsmassnahmen nur auf einem kleinen Teil der landwirtschaftlichen Flächen durchführen müsste.

Der Stofftransport, der für die diffuse Gewässerbelastung verantwortlich ist, findet hauptsächlich im Wasser statt. Aus der Hydrologie ist seit Langem bekannt, dass nur ein begrenzter Teil eines Einzugsgebietes zum Abfluss während eines Regenereignisses beiträgt (Hewlett and Hibbert, 1967). Darum ist es naheliegend, dass auch nur dieser Teil der Fläche für die diffuse Gewässerbelastung verantwortlich ist. Damit bietet sich die Möglichkeit, mit gezielten Massnahmen auf wenigen, ausgewählten Flächen eine wesentliche Verringerung der Gewässerbelastung herbeizuführen, ohne sämtliche Landwirtschaftsflächen mit zusätzlichen Auflagen zu belegen.

In der wissenschaftlichen Literatur ist dieses Konzept bereits verbreitet. Flächen mit grossem Verlustpotential werden zu Deutsch als *beitragende Flächen* bezeichnet, im Englischen sind solche Flächen unter dem Ausdruck *critical source areas*, *contributing areas* oder *hydrologically sensitive areas* bekannt. Beitragende Flächen sind hydrologisch aktiv und mit dem Gewässernetz verbunden, darüber hinaus muss eine Stoffquelle für den Transport vorhanden sein (Nährstoffe, PSM oder offener Boden).

Reduktionsmassnahmen auf beitragenden Flächen sind dann interessant, wenn sich diese Flächen auf einen relativ kleinen Anteil der Gesamtfläche beschränken. Des Weiteren wäre es von Vorteil, wenn sich die beitragenden Flächen für P, N, PSM und Erosion überlappen würden.

Für die effektive Gewässerbelastung spielt neben dem Transportrisiko auch die Stoffquelle eine wichtige Rolle. Auf Grasland kann der Nährstoffeinsatz beispielsweise relativ gross sein, es besteht jedoch ein geringes (aktuelles) Risiko für PSM-Verluste, weil solche hier kaum eingesetzt werden. Da das aktuelle Verlustrisiko von Stoffen stark von der aktuellen Bewirtschaftung abhängt, wird zwischen dem aktuellen - von der Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung usw. abhängigen - und dem potentiellen, standortspezifischen

schen Risiko unterschieden. Letzteres ist nur von den zeitlich weitgehend konstanten Standorteigenschaften (Boden, Relief, Klima, Gewässernetz) abhängig. Da Änderungen in der Fruchtfolge auch Reduktionsmassnahmen darstellen können, betrachten wir in dieser Arbeit nur das potentielle Risiko.

Um das Konzept beitragender Flächen in der landwirtschaftlichen Beratung und Kontrolle umzusetzen, müssen diese Flächen, basierend auf verfügbaren Daten, mit genügender Genauigkeit vorausgesagt werden. Um die Machbarkeit der Umsetzung zu evaluieren, sind wir in unserem Projekt auf folgende vier Punkte eingegangen.

- 1 Zusammenfassen der wissenschaftlichen Konzepte für beitragende Flächen (N, P, PSM, Erosion) inkl. empirischer Wirkungsnachweis, Vorhersage-Ungenauigkeit sowie zentraler Wissenslücken.
- 2 Untersuchung der agronomischen Auswirkungen anhand ausgewählter Betriebe.
- 3 Vorschlag zum Vorgehen bei der Erhebung flächendeckender Grundlagendaten inkl. Abschätzung notwendiger Ressourcen.
- 4 Vorschläge für das weitere Vorgehen, um das Konzept in der Praxis anzuwenden.

Auf den ersten Punkt gehen wir in Kapitel 2 ein. Wir gehen dabei der Frage nach, inwieweit das Konzept für Nährstoffe, PSM und Erosion in der wissenschaftlichen Literatur abgestützt ist. Darüber hinaus zeigen wir auf, mit welchen Werkzeugen beitragende Flächen identifiziert werden können. Danach gehen wir in Kapitel 3 auf den zweiten Punkt ein, wobei wir die Werkzeuge auf vier Testbetriebe anwenden. Dabei diskutieren wir auch die Effekte und mögliche agronomischen Auswirkungen auf den Betrieben. Um die Vorhersageinstrumente in der Praxis anwenden zu können, braucht es verschiedene Inputdaten. Deren flächendeckende Verfügbarkeit evaluieren wir in Kapitel 4 und diskutieren das Vorgehen bei der Datenerhebung. Im abschliessenden Kapitel 5 diskutieren wir den vierten Punkt und evaluieren die Anwendbarkeit des Konzepts in der Schweizer Landwirtschaft. Im Anhang befinden sich zudem eine Zusammenstellung der Daten für die Methoden-Evaluation in Kapitel 2, eine Beschreibung der in Kapitel 3 verwendeten Methoden sowie die Folien der Abschlussveranstaltung vom 15. Juni 2010.

2 Wissenschaftliche Belege für das Konzept beitragender Flächen

(Dieses Kapitel ist eine etwas ausführlichere Version eines Artikel, der in Agrarforschung Schweiz erschienen ist (Frey et al., 2011))

2.1 Überlegungen zu Frachtdynamik und Massenbilanzen

Feldmessungen zeigen, dass P, PSM und Sedimente vorwiegend während grossen Abflussereignissen ins Gewässer gelangen. Dabei sind vor allem schnelle Abflussprozesse wie Oberflächenabfluss oder Transport durch Grobporen in Drainagen aktiv. Diese Prozesse treten räumlich begrenzt auf. Im Unterschied dazu gelangt N hauptsächlich mit dem Basisabfluss, welcher aus dem Grundwasser gespeist wird, in Oberflächengewässer. Die Versickerung von N mit dem Bodenwasser ins Grundwasser ist räumlich weniger eingeschränkt.

Eine grobe Abschätzung der Ausdehnung der beitragenden Flächen für die verschiedenen Stoffe kann aus einfachen Massenbilanzüberlegungen gewonnen werden. Messungen im Ausfluss von Einzugsgebieten zeigen, dass häufig grosse Mengen - teilweise über 30 % der im Einzugsgebiet eingesetzten N-Menge - im Ausfluss gefunden werden kann. Beim P betragen die Verluste hingegen meist nur 3-5 % und bei den PSM liegen sie sogar häufig unter 1 % der ausgebrachten Menge. Abschwemmungen von P und PSM können sich also auf einen kleinen Teil des Einzugsgebietes beschränken. Beim N hingegen muss eine relativ grosse Fläche beitragend sein. Bei der N-Belastung handelt es sich deshalb eher um ein flächenhaftes Problem, das mit angepasstem Management auf einem kleinen Teil des Gebietes meist nicht gelöst werden kann.

2.2 Analyse bestehender Felduntersuchungen

Es ist nicht einfach, die im Abfluss gemessenen Stoffverluste räumlich beitragenden Flächen im Einzugsgebiet zuzuordnen. Bei der Erosion gelingt die Identifikation am besten, da Erosionsspuren auch nach einem Niederschlagsereignis noch gut erkennbar sind (Abbildung 2.1). Die langjährige Erosionsstudie in der Region Frienisberg zeigt, dass der von Erosion betroffene Flächenanteil im Mittel pro Jahr ungefähr 16 % betrug (Prasuhn et al., 2007). Bei einzelnen Abtragsereignissen lag der Anteil häufig erheblich niedriger. Weltweit liefern Erosionsuntersuchungen ähnliche oder tiefere Werte. Dabei muss beachtet werden, dass Erosionsstudien im Allgemeinen in erosionsgefährdeten Regionen durchgeführt werden. Wird der Anschluss an ein Gewässer einbezogen, verringert sich der

Flächenanteil beitragender Flächen noch einmal stark, da schon kleine topographische Barrieren den Sedimentabfluss ins Gewässer aufhalten können. Die Qualität des Bodens wird durch die Erosion natürlich dennoch beeinträchtigt.



Abbildung 2.1: Die über Bodenerosion zur Gewässerbelastung beitragenden Flächen lassen sich im Feld gut kartieren. Erosionsrinne, die in einen Einlaufschacht und über diesen ins Gewässer mündet. Foto: Thomas Ledermann, CDE Uni Bern.

Im Gegensatz zur Erosion können die Verluste bei gelösten Stoffen nachträglich kaum zurückverfolgt werden, da keine Spuren des Transportvorgangs erhalten bleiben. Es existieren deshalb nur wenige Feldstudien, die das Konzept der beitragenden Flächen empirisch bestätigen. Am besten wurden bisher P-Verluste untersucht. Aufschlussreich sind verschiedene Studien zur P-Abschwemmung in Pennsylvania (USA), wo die P-Verluste wie bei uns während wenigen starken Regenereignissen stattfinden (Pionke et al., 1996). Der Abfluss während dieser Ereignisse wird hauptsächlich durch Oberflächenabfluss auf gesättigten Flächen entlang des Gewässers gebildet (Gburek and Sharpley, 1998). Die Messungen beruhen dabei auf Sättigungssensoren. Die Ausdehnung der beitragenden Flächen war variabel (Sharpley et al., 2008). Grosse Niederschlagsereignisse mit einer grossen Vorfeuchte führten zu einer grösseren Ausdehnung der beitragenden Flächen. Für durchschnittliche Abflussereignisse mit einer Wiederkehrperiode von einem Jahr betrug der Anteil beitragender Flächen ca. 20% des Einzugsgebietes. Diese Ereignisse waren für 47 % der totalen P-Verluste bzw. 54 % der gelösten P-Verluste während einer

10-jährigen Untersuchungsperiode verantwortlich. Es gab aber auch zwei Extremereignisse (Wiederkehrperiode grösser als 10 Jahre), bei denen praktisch das ganze Gebiet zum Abfluss beigetragen haben muss. Diese zwei Ereignisse waren alleine für 23% der totalen P-Verluste (18% des gelösten P) während der Untersuchungszeit verantwortlich. Insgesamt stammten aber in etwa 80% der gesamten P-Verluste von 20% der Fläche.

Eine weitere Studie, welche die räumliche Variabilität der P-Abschwemmung aufzeigt, stammt aus Schweden (Ulén et al., 2001). Dort wurde die P-Abschwemmung aus 15 drainierten Feldern während 10 Jahren gemessen. Da der Drainageabfluss der einzelnen Felder beprobt wurde, konnten die Verluste eindeutig den Feldern zugeordnet werden. Dabei gelangte auf den meisten Feldern auch der Oberflächenabfluss durch Schächte in das Drainagesystem. Die Verlustraten variierten um mehr als einen Faktor 100. Die P-Abschwemmung von den vier Feldern (32 % Flächenanteil) mit den grössten absoluten Verlusten betrug 71% der total abgeschwemmten P-Menge von allen Feldern. Da die einzelnen Felder über das ganze Land verteilt waren, kann die Studie aber nicht als Beweis für die kleinräumige Variabilität dienen, sondern nur aufzeigen, dass die Verluste je nach Bedingungen sehr unterschiedlich sein können.

Die räumliche Variation der Verluste von PSM wurde im Greifenseegebiet intensiv analysiert. Messungen zeigten, dass aus den Maisfeldern eines Untereinzugsgebietes, die 44% der Maisfläche des gesamten Einzugsgebietes ausmachten, 76% der Verluste stammten (Leu et al., 2004). Dank einer weiteren Studie im gleichen Gebiet konnten die beitragenden Flächen weiter eingeschränkt werden (Gomides Freitas et al., 2008). Dabei wurde gezeigt, dass auf wenigen Aren eines Feldes der Verlust bis zu 30-mal höher sein kann als im Rest des Feldes. Diese Untersuchungen haben ausserdem gezeigt, dass hydrologische Verbindungen zwischen Feld und Gewässersystem entscheidend sind (Leu et al., 2004; Frey et al., 2009a). Kleinräumige topographische Barrieren können verhindern, dass abgeschwemmte PSM ins Gewässer gelangen (siehe Abbildung 2.2). Das zurückgehaltene Wasser reinfiltierte in den Boden. Bei drainierten Böden kann ein Teil davon über Makroporen und die Drainage trotzdem ins Gewässer gelangen. Im untersuchten Gebiet war insgesamt lediglich ein Drittel der Fläche mit dem Gewässer verbunden.

Insgesamt zeigt die durchgeführte Literaturrecherche, dass das Konzept der beitragenden Flächen für Erosion, P- und PSM-Verluste empirisch begründet ist. Die vorhandenen Daten zeigen, dass in vielen Fällen ungefähr 80 % der Verluste auf rund 20 % der Fläche entstehen. Die genaue Ausdehnung ist von den lokalen Bedingungen abhängig und kann sich bei grossen Regenereignissen vergrössern. Beim Stickstoff hingegen ist meist von einem flächenhaften Problem auszugehen, dem am ehesten auch mit flächenhaft wirksamen Massnahmen zu begegnen ist.

2.3 Werkzeuge zur Vorhersage beitragender Flächen

Um Massnahmen für beitragende Flächen zu empfehlen, muss die räumliche Ausdehnung dieser Flächen zuerst bekannt sein. Um diese Standorte zu identifizieren, braucht es zuverlässige, wissenschaftlich anerkannte Vorhersagemodelle. Für eine flächenhafte Anwendung basierend auf verfügbaren Daten kommen nur relative einfache Modelle in Frage.



Abbildung 2.2: Der Fahrweg bildet eine topographische Barriere, die verhindert, dass Oberflächenabfluss vom Feld links in den Bach auf der rechten Seite der Strasse fließen kann.

Im Bereich der Erosion sind entsprechende Vorhersagemodelle am weitesten entwickelt und es gibt eine Vielzahl von Studien zur Entwicklung und Evaluation dieser Werkzeuge. Einfache Ansätze, welche sich für die Vorhersage beitragender Flächen eignen, basieren auf der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG, engl. Universal Soil Loss Equation USLE Wischmeier and Smith, 1978). Eine Abwandlung davon ist zum Beispiel AVErosion (Schäuble et al., 1999), das aktuell in der Schweiz verwendet wurde, um eine flächendeckende Erosionsgefährdungskarte zu erstellen (Gisler et al., 2010). AVErosion liefert die potentielle jährliche Erosionsfracht von einer gegebenen Fläche. Als Inputdaten benötigt das Modell Angaben zum Niederschlag, der Erosionsanfälligkeit des Bodens, einen Parzellenplan und ein digitales Höhenmodell (DHM). Soll auch die aktuelle Erosion bestimmt werden, braucht es zudem Daten über die Bodenbedeckung und -bearbeitung.

Um die Genauigkeit dieses Modells abzuschätzen, wurden die Modellvorhersagen mit den 10-jährigen Erosionsmessreihen auf 203 Flächen in der Region Friesenberg verglichen. Risikoflächen mit hohen Erosionsverlusten konnten dabei gut nachgewiesen werden. Nicht berücksichtigt wird bei diesem Ansatz die Verbindung zum Gewässer.

Eine weitere Methode zur Identifizierung von Risikoparzellen für Erosion, Oberflächenabfluss und Transfer von Pestiziden wurde von (Noll et al., 2010) entwickelt. Sie berück-

sichtigt ähnliche Faktoren wie AVErosion (Hangneigung, Hanglänge, Entfernung zu den Gewässern, Landschaftselemente, Körnung des Oberbodens, Anbaukulturen und Bodenbearbeitungsrichtung). Eine Vergleich mit AVErosion lieferte bei gleichen Eingangsdaten vergleichbare Vorhersagen (siehe Kapitel 3).

Für die Vorhersage beitragender Flächen für P-Verluste sind in der internationalen Literatur zahlreiche Werkzeuge verfügbar. Weitverbreitet ist der sogenannte P-Index, der in den USA entwickelt wurde Lemunyon and Gilbert (1993) und heute in vielen Ländern in angepasster und verbesserter Form verwendet wird (z.B. Heckrath et al., 2008). Dabei werden räumliche Eigenschaften zu Transportrisiko und Quellen in Risikokategorien eingeteilt, gewichtet und aggregiert. Eine wesentliche Verbesserung der meisten heutigen Indices besteht darin, dass ein hohes Gesamtrisiko nur bei hohem P-Status im Boden und einem hohen Transportrisiko auftritt. Der resultierende Index kann benutzt werden, um die Risikoanfälligkeit verschiedener Felder zu vergleichen. Betrachtet man nur das potentielle Risiko, sind die Transportfaktoren entscheidend, für das aktuelle Risiko ist der P-Gehalt des Bodens von grosser Bedeutung.

Obwohl es einige Studien zur Verlässlichkeit des P-Index gibt, ist die Datenlage deutlich schlechter als bei der Erosion. Dies geht aus unserer Analyse von veröffentlichten Studien (siehe Tabelle) hervor, die wir in Abbildung 2.3 zusammengefasst haben. Die Abbildung zeigt, wie gut die jeweiligen P-Indices beitragende Flächen - hier als die 20 % der Flächen mit den grössten Verlustraten definiert - vorhersagen konnten. Es gibt einige Studien auf der Skala von Testparzellen. Diese Arbeiten betrachten aber meist nur den Einfluss des P-Gehaltes des Bodens und der Düngung und untersuchen nicht, wie gut das Transportrisiko vorhergesagt wird. Einzelne Arbeiten deuten darauf hin, dass hier erhebliche Unsicherheiten bestehen. Die Konnektivität zum Gewässer wird oft ganz vernachlässigt. Ausserdem gibt es Daten auf der Einzugsgebietsskala, bei welchen der P-Index über das Gebiet integriert wurde. Messungen auf der Feldskala mit Anschluss ans Gewässer liegen dagegen kaum vor. Die Anzahl Messungen ist in den meisten Studien zudem gering.

Bei den P-Verlusten muss zudem zwischen partikulärem und gelöstem P unterschieden werden. Partikulärer P wird als Bestandteil des Bodens erodiert, gelöstes P in der Wasserphase abgeschwemmt. Da die Erosionsvorhersagen weit fortgeschritten sind, ist es leichter, Risikoflächen für den partikulären P-Transport zu finden (Ausnahme Harmel et al., 2005). Der gelöste P ist für die Eutrophierung jedoch wichtiger als der partikuläre (Fozzard et al., 1999).

Dem P-Index analoge Indices für PSM-Verluste gibt es nicht. Da die Transportprozesse für P und PSM sehr ähnlich sind, kann aber auf die Erfahrung im P-Bereich zurückgegriffen werden. Potentielle Risikoflächen für die Abschwemmung von Pflanzenschutzmitteln sind hydrologisch aktive Flächen. Zur Identifizierung solcher Flächen gibt es verschiedene einfache Ansätze (Agnew et al., 2006; Frey, 2009b; Srinivasan and McDowell, 2009). Vielversprechend ist der Ansatz, das Transportrisiko in ein Risiko für sättigungsbedingten Abfluss und ein Risiko für Abfluss aufgrund einer Infiltrationshemmung aufzuteilen. Das sättigungsbedingte Risiko wird dabei mit dem topographischen Index abgebildet, der die Lage im Relief widerspiegelt und das Infiltrationsrisiko durch die Bodenkarte. In einem ähnlichen Ansatz werden anhand von Boden- und Reliefinformationen für jeden Stand-

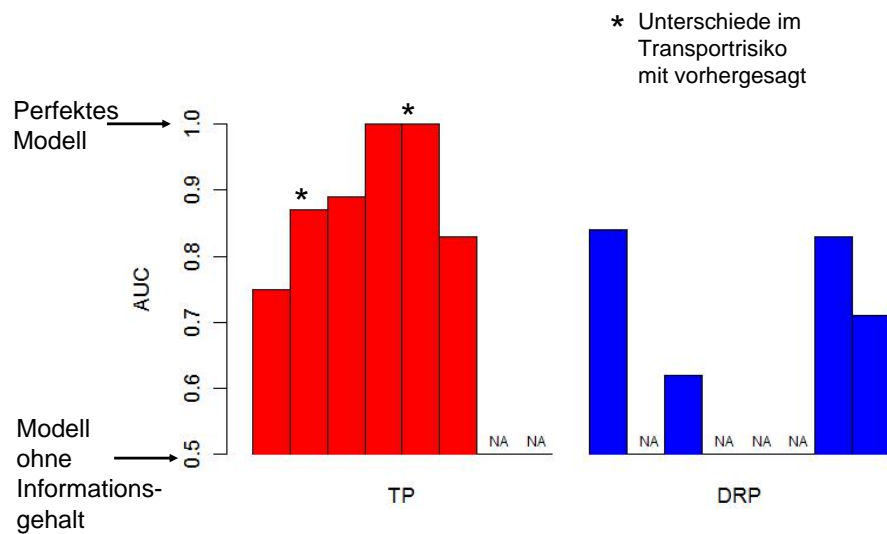


Abbildung 2.3: Test verschiedener P-Indices zur Vorhersage beitragender Flächen (BF) anhand von in der Literatur publizierten Daten. Als BF wurden die 20% am stärksten zur P-Fracht beitragenden Flächen in jeder Studie definiert. Der AUC-Wert („Area under the curve“) gibt die Qualität der Vorhersage an. Ein Wert von 0.5 entspricht einer rein zufälligen Prognose. Datenquellen: siehe Tabelle 6.6

ort dominante Abflussprozesse (engl. dominant runoff processes, DRP) ermittelt (z.B. Schmocker-Fackel et al., 2007). Diese Charakterisierung zeigt, wo welche Abflussprozesse zu erwarten sind und wie schnell eine Fläche bei einem Regenereignis reagiert. Risikoflächen für PSM-Abschwemmungen sind Flächen, die schnell reagieren und Oberflächen- oder Drainagenabfluss auslösen. In der Schweiz gibt es für den Kanton Zürich schon eine komplette DRP-Karte. Für andere Gebiete kann die Karte hergeleitet werden. Problematisch ist aber die Verfügbarkeit der Inputdaten (hauptsächlich Bodeninformationen, s. Kapitel 4). Obwohl die mit diesen Verfahren ermittelten beitragenden Flächen plausibel sind, lassen die verfügbaren Daten zu PSM-Verlusten bisher nur eine qualitative Evaluation der Ansätze zu. Versuche, die Risikoflächen für Abschwemmung mit räumlich verteilten Wasserspiegelmessungen, Kartierungen während Niederschlagsereignissen, Remote Sensing Daten oder auch Vegetationsaufnahmen zu vergleichen, sind noch wenig verbreitet.

2.4 Fazit

Das Konzept der beitragenden Flächen wird für Erosion, P- und PSM-Verluste sowohl durch Massenbilanzüberlegungen wie empirische Felduntersuchungen unterstützt. Allerdings ist die Anzahl von Feldstudien, die für P und PSM die beitragenden Flächen innerhalb eines Einzugsgebiets direkt nachweisen, sehr begrenzt. Dies ist v.a. methodisch bedingt, da der Transport gelöster Substanzen (im Gegensatz zu Erosion) kaum nachträglich erfassbare Spuren hinterlässt. Für N ist das Konzept im Allgemeinen nicht sinnvoll anwendbar, da es sich bei der N-Auswaschung mehrheitlich um ein flächenhaftes Problem handelt. Die Vorhersage beitragender Flächen ist für die Erosion breit abgestützt. Die P-Modelle sind ebenfalls verbreitet, aber viel weniger gut evaluiert. Zudem wird eine lokale Anpassung an die Schweizer Verhältnisse benötigt. Bei den PSM fehlen spezifische Werkzeuge zur Identifizierung beitragender Flächen. Einfache hydrologische Modelle mit räumlichen Risikovorhersagen mit entsprechenden Unsicherheiten können jedoch für Abschätzungen herangezogen werden. Weitere Details und Literaturhinweise zum Wirkungsnachweis von beitragenden Flächen und entsprechenden Identifizierungswerkzeugen können dem Review-Artikel von Stamm et al. (in prep.) entnommen werden.

3 Beispielhafte Anwendung der Konzepte und Diskussion der agronomischen Auswirkungen auf ausgewählten Betrieben

Um die Werkzeuge zur räumlichen Vorhersage zu testen, haben wir versucht, beitragende Flächen in vier Testgebieten in der Schweiz zu identifizieren. Die Gebiete (Zürcher Weinland, Region Baldeggersee, Kanton Bern, Kanton Waadt) wurden so ausgewählt, dass sie die Situation im Mittelland widerspiegeln. Es wurde jeweils ein typischer Betrieb bzw. eine Betriebsgemeinschaft ausgewählt. Die untersuchten Gebiete sind zudem in andere Forschungsprojekte integriert (z.B. ProfiCrops).

Für die Erosionsvorhersagen wurde das Modell AVErosion verwendet, für P der P-Index aus Pennsylvania und für die PSM der Topographische Index und der DRP-Ansatz. Die einzelnen Methoden und wie sie angewendet wurden, wird im Anhang 6 beschrieben.

Messkampagnen, um die Methoden zu validieren, waren im Rahmen dieses Projektes nicht durchführbar. Um die Vorhersagen zu plausibilisieren, wurde aber auf die Erfahrungen der Landwirte zurückgegriffen. Der Landwirt kennt seine Parzellen in der Regel sehr genau und weiss, wo seine kritischen Felder sind. Erosion ist dabei am leichtesten zu erkennen, etwas schwieriger ist dies bei der P- und PSM-Abschwemmung.

Die Qualität der Vorhersagen ist stark von den verwendeten Inputdaten abhängig. Die Schweiz verfügt über ein flächendeckendes hochaufgelöstes digitales Höhenmodell (DHM) im 2m×2m-Raster und auch die Landeskarte ist von guter Qualität. Die Bodendaten sind dagegen sehr heterogen und nur in wenigen Regionen von hoher Qualität (z.B. Massstab 1:5'000, siehe Kapitel 4). In allen Gebieten wurde die beste verfügbare Bodeninformation verwendet, teilweise war dies aber nur die schweizweit vorhandene Bodeneignungskarte im Massstab 1:200'000. Weitere Inputdaten waren Niederschlagsdaten von MeteoSchweiz und Parzellenpläne, die direkt von den betroffenen Landwirten übernommen wurden. Betriebliche Daten wie Fruchtfolge, Dünger und Spritzmitteleinsatz wurden für das potentielle Risiko nicht berücksichtigt, sind für das aktuelle Risiko aber schliesslich entscheidend.

Eine Evaluierung der verfügbaren Inputdaten wird in Kapitel 4 vorgenommen.

3.1 Vorhersagen beitragender Flächen

In Abbildung 3.1 sind die Risikovorhersagen für die potentielle Erosion in den vier Gebieten dargestellt. (Aus Datenschutzgründen sind die Koordinaten der einzelnen Betriebe

nicht spezifiziert). In den untersuchten Gebieten gibt es einige Felder mit einem sehr hohen potentiellen Erosionsrisiko. Diese Risikofelder befinden sich an den steilsten Stellen in den Gebieten. Der grösste Anteil Hochrisikoflächen ist dabei in der Testregion im Kanton Bern zu finden.



Abbildung 3.1: Risikovorhersage für die potentielle Erosion auf vier unterschiedlichen Betrieben. Der Massstab ist für alle Gebiete der gleiche.

Berücksichtigt man auch die Bewirtschaftung und den Erosionsschutz, wird das Erosionsrisiko deutlich gemindert (Abbildung 3.2). Felder mit einem sehr hohen Risiko gibt es keine mehr und auch ein hohes Risiko wird nur noch für ein Feld in der Testregion Bern prognostiziert. Das aktuelle Risiko ist von der angebauten Kultur im untersuchten Jahr abhängig und kann sich darum von Jahr zu Jahr ändern. Die Risikoreduktion zeigt auf, dass, zumindest auf den untersuchten Betrieben, das Erosionsrisiko erkannt und in der Bewirtschaftung berücksichtigt wird.

Das potentielle Transportrisiko für P-Abschwemmung ist in der Abbildung 3.3 wiedergegeben. Die Unterschiede zwischen den Regionen sind dabei sehr gross. Beim Betrieb im Berner Mittelland ist das Risiko relativ hoch, während es zum Beispiel im Waadtland sehr gering ist. Das potentielle Transportrisiko setzt sich hauptsächlich aus dem Erosionsrisiko und dem Risiko für Abschwemmung (DRP-Ansatz siehe unten) zusammen.

Der gesamte P-Index (inklusive Quellenterm) konnte exemplarisch für drei Gebiete bestimmt werden (Abbildung 3.4). Allgemein findet auch hier eine Verschiebung zu kleineren Risiken statt. Die Risikominderung ist hier aber etwas weniger ausgeprägt. Im

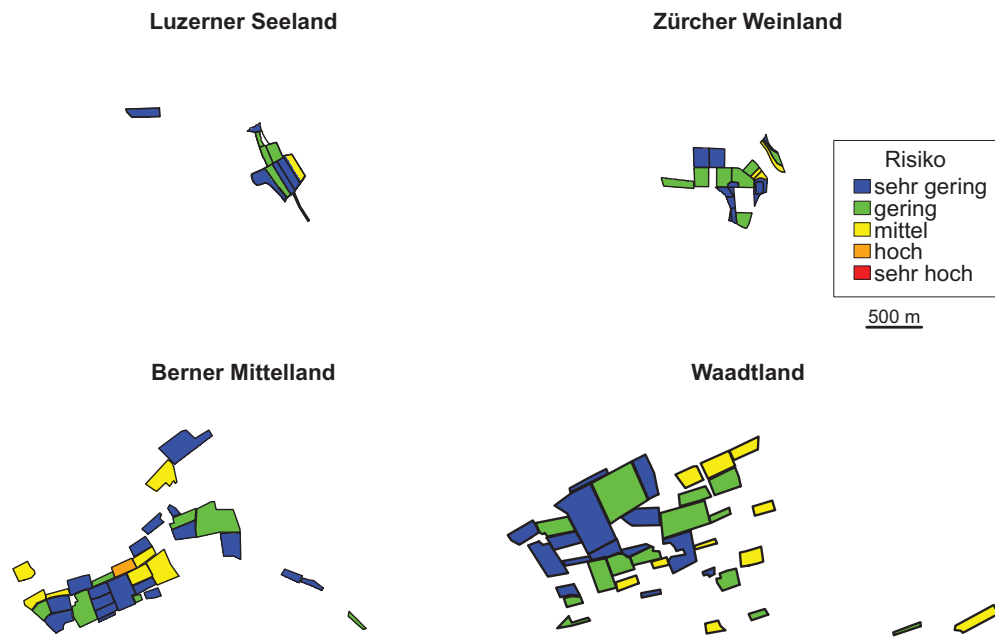


Abbildung 3.2: Risikovorhersage für die aktuelle Erosion auf vier unterschiedlichen Betrieben im Schweizer Mittelland.

Zürcher Weinland liegt zum Beispiel das aktuelle Risiko jeweils eine Stufe tiefer als das potentielle.

Für die PSM-Abschwemmung haben wir das potentielle Risiko mit dem Topindex (Abbildung 3.5) und dem DRP-Ansatz (Abbildung 3.6) berechnet. Beim Topindex wird das grösste Risiko in den flachen Feldern am Hangfuss in der Nähe des Gewässers im Berner Mittelland vorhergesagt. Die sehr hohen Risikoflächen im Zürcher Weinland sind versiegelte Flächen beim Hof und deshalb für die Abschwemmung von PSM von landwirtschaftlichen Flächen nicht relevant.

Allgemein sind beim Topindex die Risikofelder am Hangfuss zu finden. Wasser aus den Hangpartien wird dorthin geleitet und fliesst von dort nur langsam weg. Dies führt zu einem erhöhten Wasserspiegel. Steigt dieser bis an die Bodenoberfläche, kann dies zur Abschwemmung von PSM führen.

Die Differenzierung beim DRP-Ansatz ist stark von der Datengrundlage abhängig (Abbildung 3.6). Im Zürcher Weinland standen die besten Bodendaten zur Verfügung, weshalb dort die räumliche Differenzierung am besten ist. Vergleicht man dort das DRP-Risiko mit dem Topindex-Risiko, kommt man auf relativ ähnliche Risikoflächen.

Im kleinen Betrieb bei Luzern gibt es trotz der Verwendung der Bodenkarte 1:25'000 keine räumliche Differenzierung mehr. Das gleiche gilt für den grossen Betrieb im Waadtland, wo nur die Bodeneignungskarte 1:200'000 zur Verfügung stand. Im Berner Mittel-

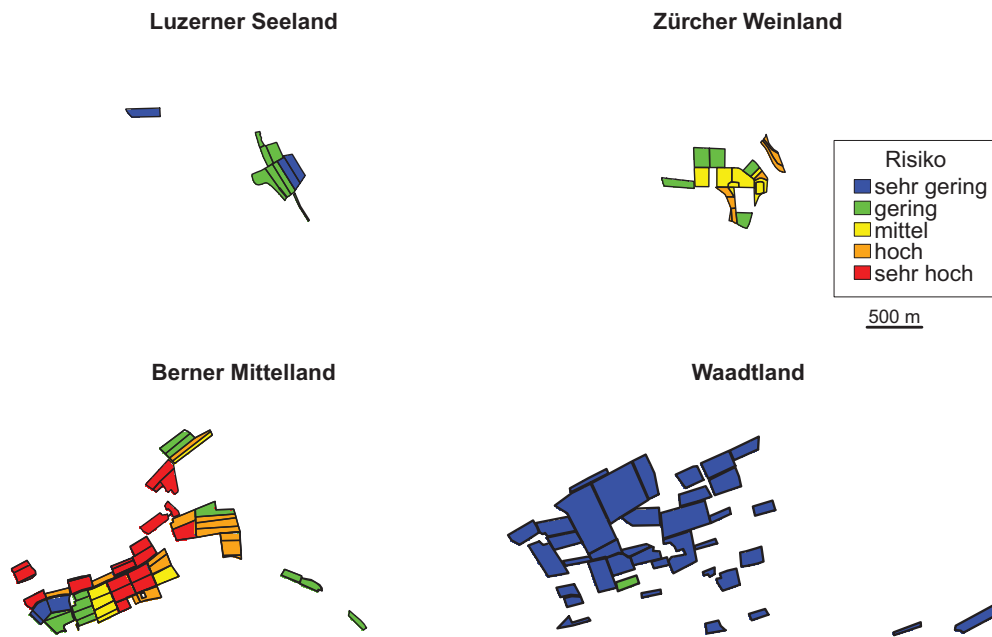


Abbildung 3.3: Potentielles Transportrisiko für P Abschwemmung auf vier unterschiedlichen Betrieben.

land ist auch mit der Bodeneignungskarte eine klare Trennlinie zwischen Feldern mit sehr hohem und sehr geringem Risiko zu erkennen. Das widerspiegelt auch in etwa das Risiko beim Topindex: grosses Risiko an den flachen, hangwasserbeeinflussten Stellen, kleines Risiko an den Hanglagen. Auf Grund der schlechten Datenlage ist das Ergebnis aber mit Vorsicht zu betrachten.

Plausibilisierung durch die Landwirte Die räumlichen Erosionsvorhersagen wurden von den Landwirten durchwegs als realistisch beurteilt. Nicht identifiziert werden konnten im Modell allenfalls kleinräumige Strukturen wie Strassenabflüsse auf Felder. Die absoluten aktuellen Erosionsmengen (nicht dargestellt) wurden aber als unrealistisch hoch eingestuft. Die Risikovorhersagen mit dem verwendeten P-Index sind stark mit der Erosion gekoppelt. Gute Erosionsvorhersagen führen so zu realistischen Risikoflächen für den partikulären P-Transport.

Bei den Risikoflächen für Abschwemmungen von PSM gab es auch keine offensichtlichen Fehlklassifizierungen. Die Landwirte konnten dabei aber nur die Vernässung von Feldern und allenfalls beobachtete Abschwemmungen während Niederschlagsereignissen kommentieren.

Neben Abschwemmung auf gesättigten Feldern wird im Zürcher Weinland auch infiltrationslimitierter Abfluss beobachtet. Dank der guten Bodeninformation konnten diese

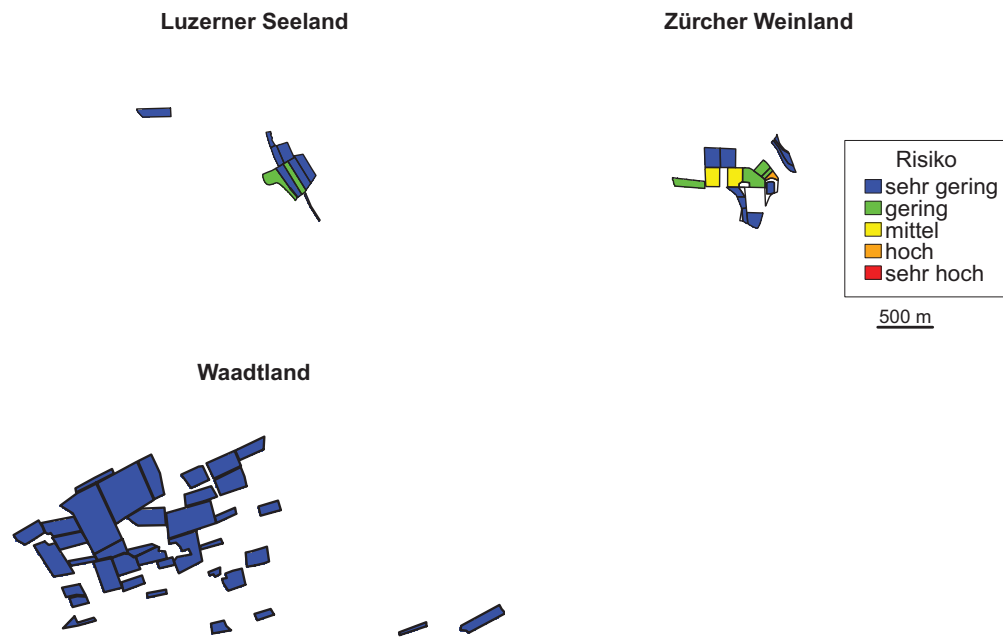


Abbildung 3.4: P-Index auf drei unterschiedlichen Betrieben.

Felder auch relativ gut identifiziert werden.

Vergleich mit einem anderen Erosionsmodell Als weitere Evaluierung wurden die Vorhersage mit AVErosions mit der Methode von Noll et al. (2010) verglichen. Relativ zueinander führten beide Ansätze zu vergleichbaren Erosionsrisiken. Eine ausführliche Beschreibung beider Ansätze findet sich in Gisler et al. (2010). Bei beiden Ansätzen wurde der Anschluss ans Gewässer nicht berücksichtigt. Erosion auf einer Parzelle muss nicht zu einer direkten Belastung der Gewässer führen. Ein grosser Teil des erodierten Bodens wird hangabwärts abgelagert, bevor er das Gewässer erreicht. Ob eine Verbindung zum Gewässer besteht, hängt von der Oberflächenkonnektivität ab.

3.2 Minderungsmaßnahmen

Im Folgenden haben wir die Landwirte auf den Testbetrieben mit möglichen Minderungsmaßnahmen konfrontiert und ihre Reaktion zusammengefasst.

Naturwiesen auf Risikoflächen Das Erosionsrisiko ist auf Naturwiesen am kleinsten, auch werden auf ihnen keine PSM ausgebracht. Wiesen werden aber gedüngt und können deshalb zur Abschwemmung von Nährstoffen beitragen. Ökologisch am sinnvollsten ist es

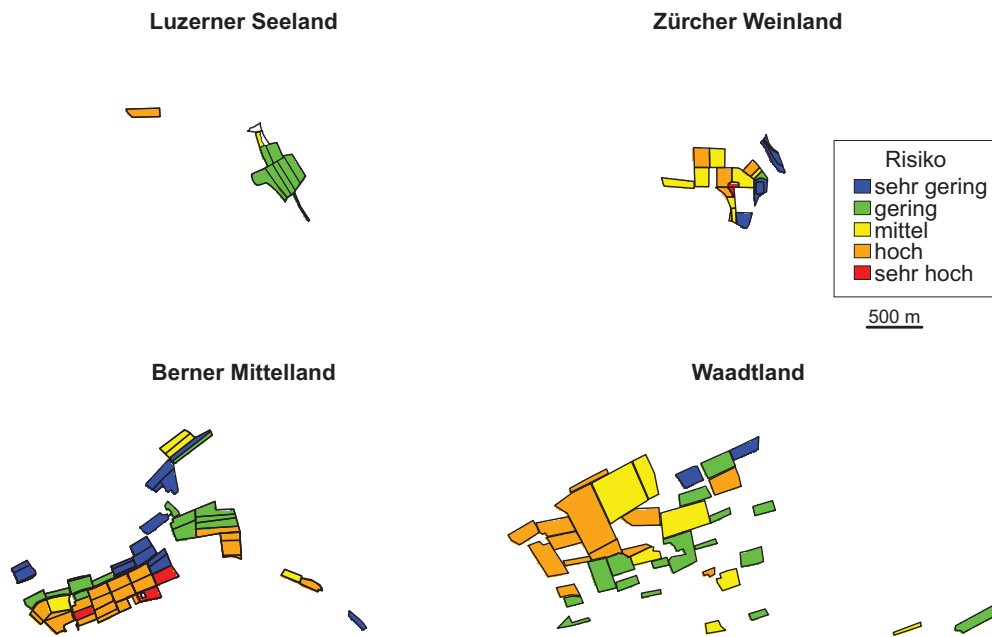


Abbildung 3.5: Abschwemmrisiko auf vier unterschiedlichen Testbetrieben vorausgesagt mit dem Topindex-Ansatz.

deshalb, Wiesen vor allem an erosionsgefährdeten Hanglagen und in vernässten Flächen mit geringer oder fehlender P-Düngung zu säen.

Ein gewisser Wiesenanteil ist praktisch auf jedem Betrieb vorhanden. Teilweise könnte der Wiesenanteil noch erhöht werden, wenn bei einer Futterumstellung Futtermais durch Gras ersetzt wird.

Diese Vorschläge werden von den Landwirten zum grossen Teil schon umgesetzt. Vernässte oder steile Risikoflächen werden wenn immer möglich als Wiesen bewirtschaftet.

Ein Futterersatz von Mais mit Gras wird kritisch betrachtet. Umstritten ist dabei, ob die Erträge bei Futtermais grösser sind oder nicht. Klar ist jedoch, dass der Aufwand bei Wiesen grösser ist als bei Futtermais.

Umstellen der Fruchtfolge Auf gefährdeten Felder sollte auf den Anbau kritischer Kulturen verzichtet werden (z.B. Kartoffeln, Zuckerrüben). Ideal wäre es, wenn die Felder auf einem Betrieb in zwei unabhängige Fruchtfolgezyklen eingeteilt werden könnten, wobei im einen Zyklus die Felder mit erhöhtem Risiko und im anderen die Felder mit reduziertem Risiko eingeteilt wären. Danach müsste nur im kritischen Fruchtfolgezyklus auf bestimmte Produkte verzichtet werden.

Die kritischen Felder sind in den untersuchten Betrieben bereits mehrheitlich vom Anbau mit kritischen Kulturen ausgenommen. Die Möglichkeit für eine Unterteilung in zwei

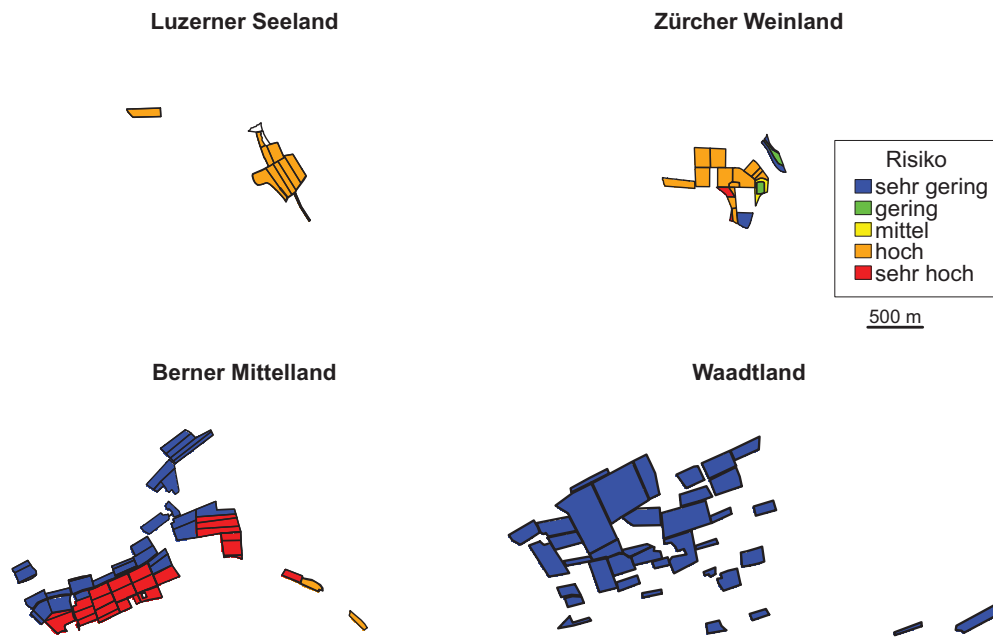


Abbildung 3.6: Abschwemmrisiko auf vier unterschiedlichen Testbetrieben vorausgesagt mit dem DRP-Ansatz.

Fruchtfolgen ist auf herkömmlichen Betrieben jedoch eingeschränkt. Neue Betriebsmodelle mit Felderzusammenlegungen könnten allenfalls neue Möglichkeiten eröffnen.

Neue Ansaatmöglichkeiten (z.B Direktsaat) Neue Ansaattechniken wie die Direktsaat belasten den Boden nur wenig und führen vor allem zu einer Verringerung der Verluste durch Erosion. Im Lauf der Zeit sollte sich auch die Bodenstruktur verbessern und so die Infiltrationsfähigkeit erhöhen, was wiederum zu einer Abnahme des Abschwemmriskos führt. Die Verbesserung der Bodenstruktur kann jedoch ein paar Jahre in Anspruch nehmen.

Die Direktsaat hat jedoch auch negative Auswirkungen. So ist der Pestizideinsatz in der Regel grösser. Die Bauern fürchten sich zudem vor dem grösseren Risiko bezüglich Ernteeinbussen. Zudem haben sie uns darauf hingewiesen, dass die Direktsaat in der Regel von Lohnunternehmern mit grossen, schweren Maschinen durchgeführt wird. Diese Unternehmen stehen unter einem grösseren Zeitdruck. Sie können bei guten Bedingungen nicht alle Felder gleichzeitig bewirtschaften und müssen auch bei nassen Bedingungen auf die Felder. Dadurch kann der Erosionsschutz wieder zunichte gemacht werden.

Virtuelle Flurbereinigung Zusammenlegungen von Betrieben und eine neue Aufteilung ihrer Anbauparzellen ergäben ganz neue Möglichkeiten für eine effektive Risikominimie-

rung. Man könnte zum Beispiel schauen, dass alle Beteiligten risikoarme und risikoreiche Felder bewirtschaften. Dadurch hätten alle die Möglichkeit, ihre Fruchtfolge auch ökologisch zu optimieren.

Auf einem Teil der untersuchten Betriebe werden gewisse Kooperationen bereits vorgelebt. Auf anderen Betrieben werden Zusammenarbeiten jedoch noch kritisch betrachtet. Einzelne Zusammenarbeiten für eine beschränkte Zeit sind in Ordnung, aber längerfristig will man sich in der Regel nicht verpflichten. Für gewisse Landwirte ist es auch wichtig, das eigene Land zu bewirtschaften, weil sie nur so sicherstellen können, dass es auch sorgfältig bewirtschaftet wird.

3.3 Diskussion

Auf Grund der grossen Erfahrung bei der Erosionsmodellierung liefern entsprechende Vorhersagen zuverlässige Resultate, zumindest was das relative Erosionsrisiko betrifft. Die absoluten Werte der Vorhersage mit AVErosion waren in den Testbetrieben, gemäss den Landwirten, noch zu hoch. Der Fokus bei den Erosionsmodellen liegt zudem nicht auf der Gewässerbelastung, so dass der Anschluss ans Gewässer häufig nicht berücksichtigt wird.

Möglichkeiten, um die Konnektivität zu berücksichtigen, sind jedoch vorhanden. Das in der Schweiz verfügbare hochaufgelöste Geländemodell erlaubt es, auch kleine topographische Barrieren zu erkennen. Mit GIS-Werkzeugen kann daraus eine Konnektivitätskarte hergeleitet werden (z.B. Frey et al., 2009a). Eine Überlagerung von Konnektivitäts- und Erosionskarte erlaubt eine Identifizierung beitragender Flächen für die Gewässerbelastung.

Die Überschätzung der aktuellen Erosionsmengen in AVErosion führen beim P-Index dazu, dass der partikuläre P-Transport gegenüber dem gelösten zu stark gewichtet wird. Felder mit Abschwemmung von gelöstem P werden im verwendeten Index zu wenig berücksichtigt. Im Bezug auf die Eutrophierung ist dies problematisch. Eine Alternative zum P-Index von Pennsylvania wäre zum Beispiel derjenige aus New York. Dort wird explizit zwischen einem Index für gelösten und für partikulären P unterschieden (z.B. Czymmek et al., 2001). Der Erosionsterm wird bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt, die übrigen sind jedoch ähnlich denjenigen vom P-Index aus Pennsylvania. Als Vergleich haben wir den New Yorker P-Index für den gelösten Transport für den Betrieb im Luzerner Seeland berechnet (Abbildung 3.7). Insgesamt verschiebt sich dabei das Risiko um etwa eine Stufe nach oben, bleibt aber relativ gering. Im Luzerner Seeland wäre eigentlich ein höheres Risiko erwartet worden. Insgesamt kommt beim P-Index klar zum Vorschein, dass zusätzliche Anpassungen an die Schweizer Verhältnisse notwendig sind, bevor der Ansatz verlässlich angewendet werden kann.

Bei der Abschwemmung von PSM liefern der Topindex-Ansatz und der DRP-Ansatz bei hochaufgelösten Bodendaten trotz unterschiedlicher Inputdaten (DHM respektive Bodenkarte) ähnliche Risikoflächen. Eine ähnliche Beobachtung wurde auch bei (Frey et al., 2009a) gemacht. Bei gröberen Bodendaten ist die räumliche Differenzierung beim DRP-Ansatz jedoch stark eingeschränkt. Dadurch kann der Ansatz nicht mehr sinnvoll

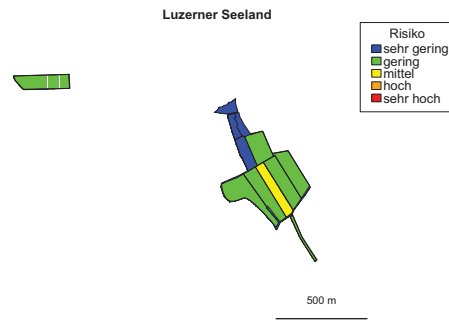


Abbildung 3.7: P-Abflussrisiko auf einem Testbetrieb berechnet mit dem P-Index für gelösten P aus New York.

verwendet werden.

Es wäre nun naheliegend nur den Topoindex-Ansatz zu verwenden. Dieses Vorgehen ist aber ebenfalls mit gewissen Vorbehalten zu betrachten. Der Topoindex hat nur in deutlich topographisch geprägten Gebieten eine genügende Aussagekraft. In der Ebene vermag er nicht mehr zu differenzieren. Des Weiteren kann mit der topographischen Information allein die räumliche Verteilung von Oberflächenabfluss auf gesättigten Flächen identifiziert werden, infiltrationslimitierter Oberflächenabfluss wird aber nicht erfasst. Die Vorhersage solcher Flächen ist nur mit guten Bodendaten möglich und beinhaltet auch dann noch grosse Unsicherheiten, da sie stark von der Bewirtschaftung abhängen (\rightarrow aktuelles Risiko). Die Limitierung der beiden Abschwemmansätze liegt deshalb vor allem in den fehlenden Bodeninformationen.

Beide Ansätze zeigen jedoch, dass das PSM-Abschwemmrisko in flachen Gebieten, die vom Hangwasser beeinflusst sind, am grössten ist. Viele dieser Risikofelder sind in der Praxis drainiert, da sie für die landwirtschaftliche Bewirtschaftung sonst zu feucht wären. Dadurch wird der Wasserspiegel künstlich abgesenkt und so das Risiko für oberflächliche Abschwemmung reduziert. Drainagen werden beim Topoindex Ansatz nicht berücksichtigt und spiegeln sich auch in der Bodeninformation nicht unbedingt direkt wider. Der Transport durch die Drainagen eröffnet aber auch einen neuen Transportpfad. Damit PSM wirkungsvoll mobilisiert werden können, muss aber immer ein gewisser Wasserfluss an der Oberfläche stattfinden.

Wie bei der Erosion wird auch hier die Konnektivität zum Gewässer nicht explizit berücksichtigt, eine Überlagerung mit der Konnektivitätskarte ist jedoch ebenfalls möglich. Erschwerend bei der PSM und P-Abschwemmung ist aber, dass der Transport auch über Umwege wie Strassenentwässerungskanäle oder Drainagen stattfinden kann. Diese Informationen sollten darum bei der Betrachtung der Konnektivität mitberücksichtigt werden.

Die Untersuchungen in den Testgebieten haben gezeigt, dass die räumliche Variabilität der Risikoflächen relativ gross ist. Wird dieser räumlichen Variabilität durch eine geeignete Bewirtschaftung Rechnung getragen, ermöglicht dies eine effiziente Risikominimierung, ohne dabei die wirtschaftlichen Möglichkeiten eines Betriebes komplett einzuschränken.

Beim Vergleich der beitragenden Flächen für Erosion, P und PSM in den einzelnen Gebieten fällt aber auf, dass sie häufig nicht deckungsgleich sind. Erosion und partikulärer Transport finden meist in steilen Hanglagen statt, während Abschwemmung vor allem am Hangfuss auftritt. Ein Teil dieser Unterschiede werden bei einer Berücksichtigung der Konnektivität wieder ausgeglichen, da zumindest die oberflächliche Konnektivität für alle Stoffe gleich ist. Beim gelösten Transport kann aber auch der Weg über Makroporen und unterirdische Drainagen wichtig sein.

In dieser Studie wurden die Risikovorhersagen auf ganze Parzellen aggregiert (genaues Vorgehen siehe Anhang 6). Für die Risikovorhersagen wäre es aber allenfalls sinnvoller, Pixel basierte Karten zu erstellen (siehe z.B. Gisler et al., 2010). Häufig ist nur ein kleiner Teil einer Parzelle beitragend. Sinnvolle Minderungsmaßnahmen sollten sich deshalb auch auf diese Flächen beschränken. Schlussendlich steht und fällt die Auflösung der räumlichen Vorhersage aber mit den zur Verfügung stehenden Inputdaten.

Der Wissenstand bezüglich effektiver Minderungsmaßnahmen auf Basis des Konzeptes für beitragende Flächen ist noch eher bescheiden. Unsere Untersuchung zeigt auf, dass es nötig ist, neue Möglichkeiten zu diskutieren und in der Praxis zu erforschen. Alle Risikoflächen als ökologische Ausgleichsflächen auszuscheiden, ist so nicht möglich und wenig sinnvoll.

Die Landwirtschaft ist heute optimiert unter der Parzellierung der Flächen, die ihr zur Verfügung stehen. Diese Aufteilung ist nicht notwendigerweise optimal (z.B. Zraggen et al., 2004). Es bleibt die Frage, inwiefern eine bessere Flächennutzung möglich wäre, wenn Zwänge der vorgegebenen Parzellierung aufgegeben werden könnten.

4 Evaluierung flächendeckender Grundlagendaten

Für die beschriebenen Modelle zur Abschätzung beitragender Flächen braucht es i.d.R. folgende digitale Grundlagendaten:

- Schlagraster, Parzellengrenzen oder ähnliches
- Landnutzung
- Klimadaten
- Gewässernetz
- Digitales Höhenmodell
- Bodendaten

Deren aktuelle Verfügbarkeit ist in den folgenden Abschnitten dargestellt. Dabei können wir uns auch auf die Erfahrungen abstützen, die im Rahmen der Erstellung der Erosionsrisikokarte gemacht wurden (Gisler et al., 2010).

4.1 Evaluation vorhandener Grundlagendaten

4.1.1 Schlagraster, Parzellenplan und Feldblöcke

Die Berechnungen der Wasserflüsse und Stoffverluste beitragender Flächen werden i.d.R. auf Pixel- oder Rasterebene durchgeführt. Als Bezugsfläche ist jedoch ein Parzellenplan oder eine andere abgrenzbare Einheit sinnvoll. Für die Erosionsberechnung mit AVerosion ist sogar ein Schlagraster zwingend erforderlich. Das Schlagraster gibt die für die Erosionsgefährdung zu berechnende Fläche vor. Innerhalb seiner Grenzen werden die einzelnen Faktoren berechnet und das resultierende Erosionsrisiko abgeschätzt. Es können Anbauparzellen, Feldblöcke, Besitzparzellen, Feldstücke oder andere abgrenzbare Einheiten sein. Als Grundlagen stehen zwei Datensätze zur Auswahl. Zum einen die Daten der amtlichen Vermessung, welche in der Kategorie Bodenbedeckung eine Klasse „Acker, Weide, Wiese“ aufweist und zum anderen Daten der Vector25-Karte (swisstopo). Beide Datensätze haben Vor- und Nachteile:

Für die Daten der amtlichen Vermessung (= digitale Grundbuchpläne) gilt:

Vorteile:

- etwas höhere Genauigkeit als Vector25
- Kategorie „Acker, Wiese, Weide“, in einzelnen Kantonen noch unterteilt in „Acker, Wiese“ und „Weide“

Nachteile:

- nicht flächendeckend über die ganze Schweiz vorhanden
- Datensatz aufgeteilt auf Gemeindeniveau (Aufwand der Datenbeschaffung!)
- Unnötige Genauigkeit: Einteilung auf Einzelparzellen ist für Berechnung nicht notwendig

Ein flächendeckender digitaler Parzellenplan ist erst für 2014 geplant. Gemäss Agrar-sektoradministration ASA2011 (BLW) bzw. Geoinformationsgesetz sollen bis 2015 digitale Parzellenpläne flächendeckend vorliegen. Die Kantone BE, SO und FR sind im Rahmen des Projekts **Gesamtlösung EDV Landwirtschaft GELAN** (www.gelan.ch) bereits daran, digitale Parzellenpläne zu erstellen.

Der Datensatz Vector25 ist das digitale Landschaftsmodell der Schweiz und wird grundsätzlich aus der Pixelkarte der 1:25'000er Landeskarte (PK25) und hinzugezogenen fotografisch ausgewerteten Daten erstellt. Es gibt 9 thematische Ebenen (Strassennetz, Eisenbahnnetz, übriger Verkehr, Gewässernetz, Hecken und Bäume, Gebäude, Einzelobjekte, Anlagen, Primärflächen). Diese Ebenen beinhalten unterschiedliche Attribute, welche als Linien-, Punkt- oder Polygoneometrien vorliegen und im GIS verwendet werden können.

Ab 2010 wird Vector25 vom Topographischen Landschaftsmodell TLM abgelöst. Dieses Modell wird ausschliesslich auf der Basis von Luftbildern (digitale Fotogrammetrie) erstellt. Somit ist das Update 2008 die letzte Nachführung des Vector25-Datensatzes.

Die aktuelle Vector25-Karte weist die folgenden Vor- und Nachteile auf:

Vorteile:

- homogener Datensatz
- flächendeckend über die ganze Schweiz vorhanden
- bildet die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche ab
- gutes Gewässer- und Strassennetz, um die einzelnen Flächen einzugrenzen
- diverse weitere Attribute, welche für die Erosion entscheidend sind (z.B. Hecken, Bäume, Obstanlagen, Reben, Eisenbahnnetz, einzelne Gebäude, Sümpfe usw.)

Nachteile:

- Genauigkeit mit 3-8m etwas niedriger als bei den Daten der amtlichen Vermessung

Für die Erosionsgefährdungskarte der Schweiz wurde aufgrund der genannten Vorteile die Vector25-Karte als Berechnungseinheit gewählt.

4.1.2 Landnutzung

Zur Landnutzung in der Schweiz liegen verschiedene digitale Datensätze vor:

Arealstatistik Schweiz Die Arealstatistik Schweiz liegt im Hektarraster vor und umfasst 72 Kategorien zur Bodennutzung und Bodenbedeckung. Für die aktuelle Erhebung 2004/09 ist die Datenerhebung abgeschlossen. Auswertungen liegen für rund 50% der Fläche bzw. 16 Kantone der West- und Zentralschweiz vor und sind verfügbar. Ab Mitte nächsten Jahres ist mit dem vollständigen Datensatz zu rechnen.

Vector25: Aus dem Datensatz Vector25 lassen sich diverse Nutzungen ableiten (siehe Abschnitt oben).

Digitale Ortho-Luftbilder: Digitale Ortho-Luftbilder und Satellitenbildern liegen aus verschiedenen Jahren vor.

4.1.3 Klimadaten

Klimadaten werden für die Modelle nur teilweise benötigt. Meteoschweiz verfügt über ein dichtes Messnetz mit zeitlich hoch aufgelösten Daten. Diverse digitale Datensätze z.B. zum Niederschlag sind im hydrologischen Atlas der Schweiz (HADES) digital verfügbar.

4.1.4 Gewässernetz

Das Gewässernetz ist in Vector25 enthalten, weitere digitale Datensätze bietet HADES. Problematisch ist die Situation bei den Drainagen. Drainagen können einen Kurzschluss zum Oberflächengewässer darstellen, z.B. wenn durch Makroporen ein schneller und direkter Wasser- und Stofftransport in die Drainage stattfindet Stamm et al. (2002). Weiterhin wird in der Schweiz ein grosser Teil des Strassen- und Wegenetzes über Einlaufschächte in Drainagen entwässert, welche in das nächste Oberflächengewässer münden. Daher kann ein erheblicher Anteil des Stofftransportes über Drainagen erfolgen. Digitale Drainagepläne existieren nur vereinzelt, kantonale Meliorationsämter oder das Eidgenössische Meliorationsamt verfügen zwar über Karten oder Angaben zu subventionierten Drainagen, diese liegen aber weder digital vor, noch lassen sich daraus Angaben über die tatsächlich entwässerte Fläche machen, noch sind Angaben zur Funktionsfähigkeit der Drainagen verfügbar. Es existieren allerdings Ansätze, aus Nutzungsdaten, digitalem Geländemodell, Bodenkarten und statistischen Daten der Meliorationsämter die Verbreitung und Lage von drainierten Flächen abzuschätzen. Daten zum Gewässer- bzw. Drainageanschluss (Konnektivität) der beitragenden Flächen existieren bisher kaum. Im Kanton Basel-Landschaft wurde für die Erosionsrisikokarte des Kantons der Gewässeranschluss ermittelt. Für die Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) befindet sich derzeit die Modellierung des Gewässeranschlusses in Bearbeitung.

4.1.5 Digitales Höhenmodell

Die Schweiz verfügt über mehrere digitale Höhenmodelle in verschiedener Auflösung. Das Digitale Terrainmodell der Amtlichen Vermessung (Swisstopo) DTM-AV ist mit einer

Auflösung von 2x2m sehr detailliert. Es wurde zwischen 2000 und 2007 mittels „Airborne Laser Scanning“ (luftgestütztes Laserscanning) erhoben. Die absolute Höhengenaugigkeit liegt im offenen Gelände bei ± 50 cm und im bebauten oder bewachsenen Gebiet bei ± 150 cm. Die relative Genauigkeit liegt im Bereich weniger cm. Das DTM-AV deckt die ganze Schweiz bis zu einer Höhe von 2000 m.ü.M. ab (swisstopo 2007). Damit liegt für die Modellierung beitragender Flächen ein nahezu optimales Höhenmodell vor.

4.1.6 Bodenkarten

Schweizweit existiert nur die Bodeneignungskarte 1:200'000 digital und analog mit zugehörigem Erläuterungsbericht. Die Bodeneignungskarte ist jedoch keine Bodenkarte im eigentlichen Sinn, da auf Basis von Relief, Höhe und Geologie für sogenannte physisch-geografische Einheiten das Vorkommen der Bodentypen geschätzt wurde. Eine solche Bodenhypothesenkarte in diesem Massstab ist für das Konzept der beitragenden Flächen weder von der räumlichen Auflösung noch von der inhaltlichen Qualität ausreichend. Flächenhafte, grossmassstäbliche (1:5'000 - 1:10'000) Bodenkarten gibt es in der Schweiz nicht. Auch eine aktuelle Übersicht, welche Bodendaten in der Schweiz digital oder analog existieren, liegt zur Zeit nicht vor. Daher mussten für das vorliegende Projekt wie auch für das Projekt zur Erstellung der Erosionsrisikokarte alle Kantone angefragt werden, ob und welche Bodendaten vorliegen und ob und wie sie zu beziehen sind. Die folgende Darstellung der vorhandenen Bodenkarten ist deshalb als ein vorläufiger Zwischenstand zu betrachten. Mit dem im Aufbau begriffenen Bodeninformationssystem NABODAT können aber ab Anfang 2011 alle **vorhandenen** Boden-Punktdaten und voraussichtlich ab 2012/13 alle digitalen Boden-Flächendaten (Bodenkarten) zentral verwaltet und gepflegt werden. Die Aufarbeitung und Migration analoger Bodendaten der Kantone sowie die Harmonisierung der vorhandenen digitalen Bodendaten und die Integration in NABODAT wird 3-5 Jahre beanspruchen. Die Datenbank wird die Erfassung und Verwaltung von Bodendaten aus unterschiedlichsten Projekten von Profildaten über Daten der Bodendauerbeobachtung bis zu Messdaten, die im Rahmen einer UVP erhoben wurden, abdecken. Bei der Erstellung des Datenmodells profitiert NABODAT u.a. von den wertvollen Vorarbeiten der kantonalen BODAT-Gruppe und des Projektes Bodeninformation Schweiz BI-CH der BGS.

In Tabelle 4.1 sind die vorhandenen digitalen Bodenkarten und ihr Flächenanteil an der LN nach Kantonen zusammengestellt. Abbildung 4.1 zeigt die räumliche Verteilung über die Schweiz. Rund 30% der für die Erosionsrisikokarte berechneten Fläche sind durch detaillierte Bodendaten abgedeckt, womit verbesserte Grundlagendaten gegenüber der Karte im Massstab 1:200'000 zur Verfügung stehen. Allerdings liegen nur knapp 12% im Massstab 1:5'000 vor.

Zusätzlich zu den aufgeführten Daten existiert im Rhonetal (VS) eine neue Bodenkarte im Massstab 1:10'000 für rund 6'000 ha, die aber noch nicht zur Verfügung gestellt werden konnte. Zudem werden im Kanton Luzern derzeit rund 10'000 ha neu im Massstab 1:5'000 kartiert. In verschiedenen Kantonen existieren vereinzelte digitale Bodenkarten, die aber nicht vektorisiert oder ausreichend attributisiert sind (z.B. Kanton Aargau).

Tabelle 4.1: Überblick über in vorhandene Bodenkarten. (Die Flächen der Feldblockperimeter beziehen sich auf die Angaben der Erosionsrisikokarte (Gisler et al., 2010) und umfassen die LN ohne Sommerungsflächen, Obst- und Gartenbau und Pufferzonen bis zur Bergzone 2.)

Kanton	Massstab	Gesamtfläche Bodendaten (ha)	Fläche im Feldblockperimeter	Anteil gesamter LN (%)
AG	5'000	1'684	1'428	
BL/BS	5'000	21'733	17'890	
GL	5'000	991	991	
LU	5'000	5'810	4'012	
SO	5'000	18'474	9'020	
ZG	5'000	10'580	8'782	
ZH	5'000	76'058	64'080	
Total	5'000	135'329	106'204	12.0
LU	10'000	4'612	3'926	
SG	10'000	45'762	35'469	
Total	10'000	50'374	39'395	4.4
LU	25'000	27'928	17'307	
VD	25'000	92'881	52'424	
Total	25'000	120'809	69'732	7.9
TG	50'000	66'088	44'397	
GE	50'000	17'269	11'261	
Total	50'000	83'356	55'658	6.3
Total		389'868	270'989	30.6
Gesamte LN bis Bergzone 2			886'660	

Neben den digitalen Bodenkarten gibt es noch zahlreiche analoge Bodenkarten in verschiedenen Massstäben, sowie analoge oder digitale Punktdaten aus Bodenprofilblättern oder Bohrstockansprachen. Derzeit wird das ART-Bodendatenarchiv inventarisiert, um die vorhandenen analogen Bodendaten von über vier Jahrzehnten den Kantonen zur Verfügung stellen zu können. Dieses Archiv enthält rund 14'000 Profilblättern, die bis 1996 erstellt wurden (Aufhebung der Bodenkartierung an der damaligen FAL/FAP). Von diesem Bestand sind inzwischen auf Basis georeferenzierter Bodenkarten die Lage von 10'400 Profilen bestimmt worden. Zudem liegen rund 1'000 Karten im Massstab 1:1'000 bis 1:10'000 vor, von denen ca. 400 georeferenziert und weniger als 40 digitalisiert sind. Nach einer Zusammenstellung der BGS gibt es weiterhin rund 2'000 Profilblätter an der WSL, 2'250 an Hochschulen und Fachhochschulen und 1'650 in den Kantonen. Von der Bodenkarte 1:25'000 existieren 14 Kartenblätter, nur wenige davon digital und vollständig attributisiert.

Aus den Unterlagen von ART wurde abgeschätzt, wie viele analoge Bodenkarten zusätzlich zu den bereits vorhandenen digitalen Bodenkarten vorliegen. Die Zusammenstellung in Tabelle 4.2 sind Grössenordnungen, da nicht immer eindeutig zu erkennen war, ob es sich um zusätzliche Karten handelt, wie gross der Waldanteil ist und was inzwischen versiegelt ist. Weiterhin ist unklar, ob, wo und was für Bodendaten zusätzlich existieren. Es ist anzunehmen, dass im Rahmen von Meliorationen, Gutachten, Forschungsprojekten

Detaillierte digitale Bodendaten der Schweiz

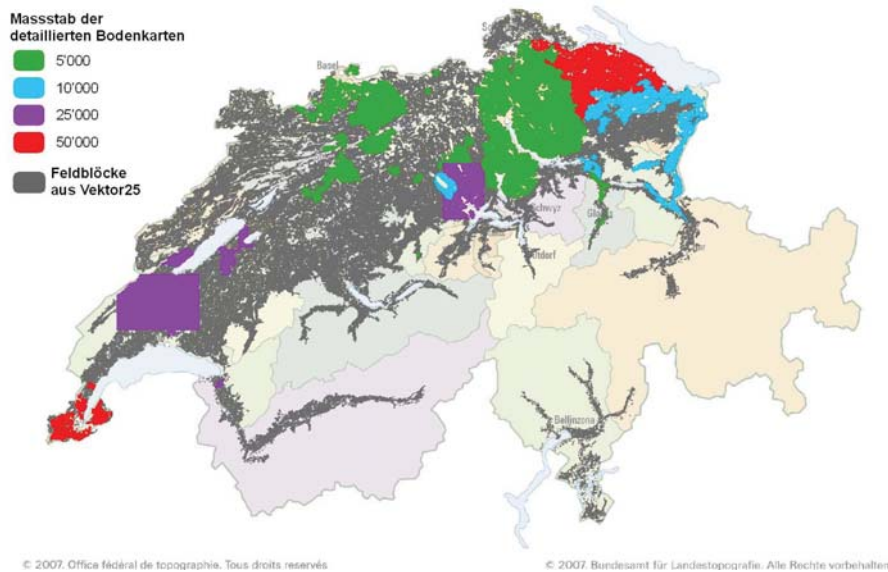


Abbildung 4.1: Räumliche Verteilung der Bodenkarten verschiedenen Massstabs in der Schweiz. Quelle: Gisler et al. (2010)

etc. weitere grossmassstäbige digitale oder analoge Bodenkarten von kleineren Gebieten erstellt wurden.

Tabelle 4.2: Überblick über vorhandene oder sich in Bearbeitung befindende analoge und digitale Bodenkarten

Masstab	LN Digitale Bodenkarten (ha)	LN Analoge Bodenkarten (ha)	LN Total Bodenkarten (ha)
1:5'000	120'000	65'000	185'000
1:10'000	45'000	10'000	55'000
1:25'000	70'000	60'000	130'000
Total	235'000	135'000	370'000

Geht man davon aus, dass mit dem NABODAT-Verbund (Bund und Kantone) über die nächsten Jahre die meisten analog vorliegenden Bodenkarten digitalisiert werden, kann man abschätzen, über welchen Datenbestand bis ins Jahr 2015/16 sowohl für die gesamte LN wie auch für das Talgebiet zu rechnen ist. 2009 betrug die LN der Schweiz 1'055'684 ha (ohne Sömmerung). Davon lagen 61% (rund 645'000 ha) im Talgebiet (Talzone - Hügelzone) und 39% (rund 410'000 ha) in den Bergzonen 1-5. Werden die 65'000 ha analoge Karten im Massstab 1:5'000 noch digitalisiert, liegen für knapp 30% der LN des Talgebietes sehr gute Bodeninformationen vor, wenn man davon ausgeht, dass fast alle

diese Bodenkarten im Talgebiet liegen (Tabelle 4.3). Berücksichtigt man zusätzlich noch sämtliche Karten im Massstab 1:10'000 und 1:25'000, sind bis 2015/16 für 57% der LN des Talgebietes Bodeninformationen vorhanden. Die entsprechenden Prozentzahlen für die gesamte LN sind 11%, 18% bzw. 35%.

Tabelle 4.3: Überblick über die gesamthaft vorhandenen Bodenkarten

	LN Talgebiet (ha)	Prozent	LN total (ha)	Prozent
Fläche	645'000	100	1'055'000	100
Bodenkarten 1 :5'000 digital	120'000	19	120'000	11
Bodenkarten 1 :5'000 total	185'000	29	185'000	18
Bodenkarten total 1:5'000-1:25'000	370'000	57	370'000	35

Diese flächenhaften Daten werden durch Profildaten ergänzt. Die Digitalisierung der Bodenprofilblätter wurde inzwischen durch die Bundesämter BAFU/BLW/ARE in die Wege geleitet, wofür rund 700'000 CHF über vier Jahre bereitgestellt werden. Die Profildaten aus unterschiedlichen Zeitperioden müssen zunächst auf den aktuellen Datenschlüssel übersetzt und nach dem Datenmodell von NABODAT digitalisiert werden. Zur Zeit digitalisiert z.B. der Kanton Waadt rund 20'000 Bohrstockdaten und der Kanton Bern rund 2'500 Profildaten. Auch in anderen Kantonen sind entsprechende Aktivitäten geplant oder am Laufen. Es wird damit gerechnet, dass mit den derzeit vorhandenen personellen Ressourcen in 3-5 Jahren ca. 10'000 Profildaten und die zugehörigen Bodenkarten digitalisiert sein werden. Die geografische Lage der an ART vorhandenen Bodenprofildaten zeigt die Zusammenstellung von A.Keller (ART) (Abbildung 4.2).

Die Übersicht zeigt, dass über die ganze LN der Schweiz verteilt mit Bodenprofildaten zu rechnen ist. Teilweise befinden sich diese in Gebieten, in denen es schon eine digitale Bodenkarte gibt. Es ist davon auszugehen, dass an den meisten Orten, an denen es Bodenprofildaten gibt, es auch analoge Bodenkarten gibt. **Insofern liefern die Bodenprofilblätter kaum zusätzlichen Punkte bzw. Flächen zu den in der Tabelle aufgeführten analogen Bodenkarten** (aber natürlich zusätzliche Bodeninformationen für diese Karten).

4.1.7 Fazit

Sollen für die Ausscheidung beitragender Flächen für die gesamte LN im Talgebiet in Zukunft Modellvorhersagen erarbeitet werden, liegen für die meisten Einflussfaktoren gute bis exzellente Grundlagendaten vor. Zieht man zudem die laufenden Aktivitäten zur Erstellung digitaler Grundbuchpläne bis 2015 in Betracht, zeigt sich, dass das wesentliche Defizit im Bereich der Bodeninformation besteht. Trotz der Aktivitäten von NABODAT wird auch nach 2016 kaum für mehr als 30% der LN im Talgebiet eine Bodenkarte mit genügender Auflösung (1:5'000 bis 1:10'000) vorliegen. In diesem Bereich wird daher auch zukünftig ein grosses Defizit bestehen, wenn keine aktiven Massnahmen eingeleitet werden.

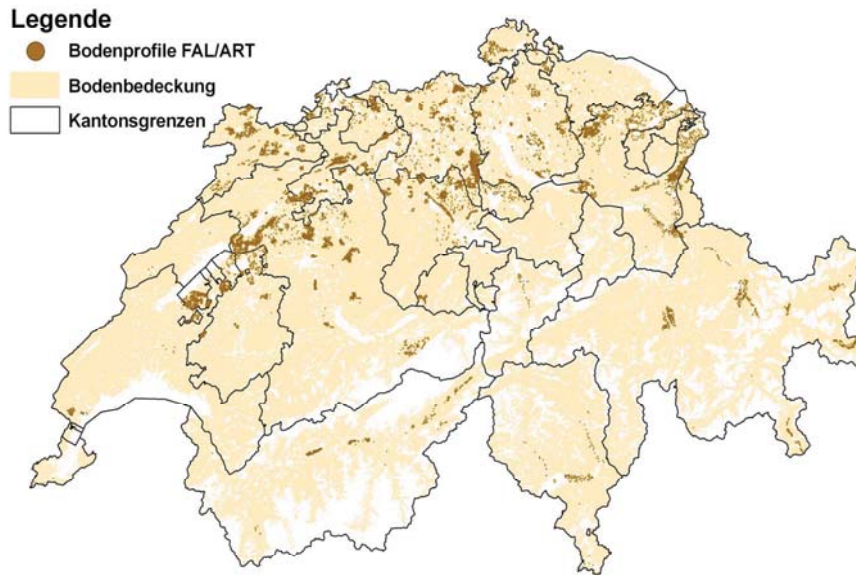


Abbildung 4.2: Räumliche Verteilung der an der ART vorhandenen Bodenprofile (bis 1996).
Quelle: A. Keller, ART

4.2 Digital Soil Mapping

Um das zuvor aufgezeigte Defizit an Bodeninformationen zu beheben, stehen grundsätzlich zwei unterschiedliche Ansätze zur Verfügung: die klassische Bodenkartierung und die sogenannte digitale Bodenkartierung („digital soil mapping“). Die zweite Methode besteht darin, anhand von klassisch kartierten Gebieten ein Modell zur Vorhersage von Bodeneinheiten (\Rightarrow Bodentypenkarte) oder Bodeneigenschaften (\Rightarrow Bodenparameterkarte) zu eichen und damit die entsprechenden Attribute in nicht kartierten Gebieten vorherzusagen. Die Modellvorhersage stützt sich dabei auf flächenhaft verfügbare, „billige“ Daten (z.B. ein digitales Geländemodell). Der Vorteil der Methode besteht in geringeren Kosten und einem verminderten zeitlichen Aufwand, da die teure und zeitaufwändige Feldkartierung teilweise durch existierende - daher billige - Daten ersetzt werden kann.

Die digitale Bodenkartierung ist international inzwischen weit verbreitet und hat über die letzten Jahre grosse technische Fortschritte zu verzeichnen (z.B. McBratney et al., 2003; Behrens & Scholten, 2006; Behrens et al., 2010). Auch in der Schweiz gibt es seit einigen Jahren erste Erfahrungen mit dieser Methode (z.B. Pilotkartierung am Murtensee (Eawag & Universität Tübingen), grossräumige Schwermetallgehalte in den Böden Kt. Thurgau (ART), organische Substanz im Kt. Freiburg (ART), Bodentypen Kt. Luzern (M. Egli, Universität Zürich), Waldbodeneigenschaften Nordwestschweiz (Mosi-

mann), Bodenparameterkarten Waldböden (WSL)). Die zur digitalen Bodenkartierung notwendige Datengrundlage setzt sich einerseits aus vorhandenen digitalen Bodenkarten und digitalen, georeferenzierten Punktdaten (Bodenprofilblätter, Bohrstockblätter, etc.) zusammen, andererseits sind weitere Hilfsgrößen notwendig oder wünschenswert, die in die Bodenvorhersage einfließen (können):

- Digitales Geländemodell DTM-AV 2x2m Raster und abgeleitete Terrainattribute
- Geologische Karte 1:25'000 "GeoCover", bis 2012 flächendeckend verfügbar
- Geotektonische Karte 1:200'000
- Bodeneignungskarte 1:200'000
- Diverse Klimakarten aus HADES
- Landnutzung
- Vector25
- Pedotransferfunktion von Messdaten

4.2.1 Massstab, Auflösung und Bodenparameter

Entscheidend für Aufwand zur Erstellung einer Boden(parameter)karte sind neben den verfügbaren Hilfsgrößen auch der angestrebte Massstab, bzw. die räumliche Auflösung der Karte, sowie die darin enthaltenen Parameter (z.B. Bodentyp, Textur, Gehalt an organischem Material etc.). Für eine Optimierung der landwirtschaftlichen Praxis ist eine Auflösung notwendig, die auch Teilflächen innerhalb eines Schlags unterscheiden kann. Bei einer durchschnittlichen Schlaggröße von 1 ha reicht deshalb ein Massstab von 1:25'000 nicht aus: auf einer solchen Karte würde ein solcher Schlag nur einer Fläche von 4×4 mm entsprechen. Ab einem Massstab von 1:10'000 ($1 \text{ ha} = 1 \text{ cm}^2$) und grösser ist eine entsprechende Differenzierung innerhalb eines solchen Schlags möglich.

Neben der räumlichen Differenzierung ist es auch entscheidend, wie gut die Prognose ist. Diese Vorhersagegüte braucht nicht für alle Bodenparameter gleich zu sein. Dies ist bei der Festlegung, welche Parameter in die Karte einfließen, zu berücksichtigen (s. unten).

4.2.2 Kostenüberlegungen ¹

Mit digitaler Bodenkartierung kann eine Bodentypenkarte oder es können Bodenparameterkarten erstellt werden. Diese Grundsatzentscheidung muss gut überlegt werden. Wenn Parameterkarten erstellt werden sollen, muss gut abgeklärt werden, welche Parameter erhoben werden müssen. Eine übergeordnete Koordination unter Beteiligung aller Interessierten ist dafür zwingend nötig.

¹Zuhanden des BAFU's wurden auch grobe quantitative Kostenabschätzungen durchgeführt. Diese haben aber den Charakter eines internen Arbeitsdokuments und sind hier nicht dargestellt

Sollen mehrere Bodeneigenschaften prognostiziert werden, richten sich die Gesamtkosten nach dem gewünschten Paket, da die Datenaufbereitung (Datenkonvertierung, Bereinigung des DGM, Digitale Reliefanalyse, Preprocessing der Stützinformationen z.B. BEK, etc.) für die meisten Parameter nur einmal erfolgen muss. Die Validierung erfolgt dabei nach dem Schema der Kreuzvalidierung (10-fold cross validation o. vergleichbare Verfahren).

Je mehr Bodendaten vorhanden sind, desto einfacher, kostengünstiger und präziser ist digital soil mapping. Daher müssen zunächst alle verfügbaren Daten aufbereitet werden. Die Kosten für die Digitalisierung von Bodenprofilaten werden mit rund 100 CHF pro Profilblatt angenommen. Wie im vorigen Kapitel beschrieben, ist die Digitalisierung vorhandener Bodenprofilaten und Bodenkarten in die Wege geleitet. In 3-5 Jahren sollten die bestehenden analogen Profilblätter und Karten in NABODAT weitgehend verfügbar sein.

Durch die nationale Koordination und einheitliche Aufarbeitung von Grundlagendaten sind erhebliche Einsparungen möglich. Bei der klassischen Bodenkartierung gemäss Methodenhandbuch FAL 1995 werden rund 100 - 150 Merkmale eines Profils erfasst. Dazu gehören auch komplexe hierarchische Attribute wie die Wasserhaushaltsklasse, die aus der Kombination von drei Merkmalen gebildet wird. Allerdings ist es sinnvoll, bei einer Neuauflage der Bodenkartierung zu überlegen, ob die Methode modernisiert und ausgeweitet werden soll, um auch für nicht-landwirtschaftliche Flächen und Fragestellungen optimal brauchbar zu sein.

Die Kosten für eine digitale Bodenkartierung setzen sich aus drei Posten zusammen: einerseits die notwendigen Kosten für die Feldkartierung für die Kalibrations- und Testgebiete, die Kosten für die eigentliche Modellierung sowie möglicherweise (gebietsspezifisch) Kosten für flächenhafte Spezialuntersuchungen. Für die Gesamtkosten entscheidend ist der Flächenanteil der durch klassische Feldkartierung zu erhebende Kalibrations- und Testgebiete zur Modellvalidierung. Der Anteil an Kalibrationsgebieten hängt davon ab, wie gut die vorhandenen Bodenkarten die verschiedenen Landschaftsräume abdecken. Die Kalibration erfolgt über das gesamte Gebiet hinweg nach einem bestimmten Stichprobenkonzept. Bei einer digitalen Bodenkartierung ist von einer schnelleren Fertigstellung der Kartierung im Vergleich einer klassischen Bodenkartierung auszugehen. Kosten und Zeithorizont müssten aber in einem präzise definierten Pilotprojekt detailliert erarbeitet werden.

4.2.3 Vorschlag für das weitere Vorgehen

Die Bereitstellung der notwendigen Bodendaten für die Vorhersage beitragender Flächen ist eine grosse Aufgabe und kann nicht losgelöst von der allgemeineren Diskussion um Bodendaten in der Schweiz betrachtet werden (siehe dazu auch die Aktivitäten der BGS). Wir stellen hier ein mögliches Vorgehen vor, welches die wichtigsten laufende Aktivitäten berücksichtigt.

1. Inventarisierung und Homogenisierung vorhandener **digitaler** Bodendaten. Bisher hat niemand einen vollständigen Überblick, was es alles gibt, in welcher Qualität

und Form und mit welchen Attributen die Karten vorliegen, wo und wie sie zu beziehen sind. Migrationsprojekte im Rahmen des NABODAT-Verbundes sind geplant. Zunächst muss aber bis 2012/13 noch das Flächendaten-Modell im Bodeninformationssystem NABODAT implementiert werden. Die Interpretation bestehender digitaler Bodendaten im NABODAT kann dann zügig vorangehen. Vorhandene digitale Profildaten können ab **2011** in NABODAT überführt werden.

2. Digitalisierung, Aufarbeitung und Übersetzung vorhandener **analoger** Bodendaten (Karten und Profilblätter). Koordination und Harmonisierung laufender kantonaler Kartierungsprojekte im NABODAT-Verbund. Aktivitäten im Rahmen von NABODAT sind angelaufen und sollten bis etwa 2015/16 abgeschlossen sein.
3. Schaffung einer **institutionell verankerten Koordinationsstelle**. Um ein Projekt wie die flächenhafte Bodenkartierung durchzuführen, ist eine institutionelle Verankerung unabdingbar, die sowohl in das Projektmanagement des Bundes eingebunden ist (Koordination und Gremienarbeit) als auch den Informationsfluss auf fachlicher Ebene (BGS-Arbeitsgruppen, Fachstellen Bodenschutz der Kantone und private Ingenieurbüros) und der technischen Ebene (NABODAT) gewährleistet. NABODAT kann in der jetzigen Form nur die technische Durchführung leisten. Es ist eine Stelle zu schaffen, die verantwortlich ist für Bodendaten der Schweiz (Kontakte zwischen den Ämtern (BAFU, BLW, BFS und ARE), zu den BGS-Arbeitsgruppen, zu Forschungseinrichtungen ART, WSL, EAWAG etc.) und zu den kantonalen Fachstellen (FaBo's, GIS-Stellen, Landwirtschaftsämter etc.)). Sie müsste auch eine Abklärung der Bedürfnisse aller an Bodendaten Interessierten und anschliessende Priorisierung durchführen. Zeithorizont: **ab sofort, unbefristet**.
4. Pilotstudie digitale Bodenkartierung. Die Pilotstudie soll alle Vorarbeiten leisten, damit anschliessend die flächenhafte Erarbeitung der Bodenkarte beginnen kann (wenn es politisch gewünscht ist). Dazu gehört u.a. festzustellen, für welche Landschaftsräume und welche Bodenparameter wieviel Feldkartierung für Modellkalibration und -test notwendig ist. Daraus kann auch abgeleitet werden, welche räumliche Auflösung im Bereich 1:5'000 - 1:10'000 tatsächlich realisierbar ist. Darauf aufbauend kann die technische Durchführung geplant, der Bedarf an allfälligen Spezialuntersuchungen (z.B. Remote Sensing) abgeklärt und Offerten eingeholt werden.
5. Flächenhafte Kartenerstellung. Dieser Schritt umfasst sowohl die Feldkartierungen, die anschliessend für die Kalibration und Validierung sowie die Modellierung selber benötigt werden. Anhand der Validierung kann die Prognosegüte der Karte quantitativ erfasst werden (räumliche Aussage und Fehlerbereiche für verschiedene Parameter).

5 Vorschläge für weiteres Vorgehen

5.1 Praktische Umsetzung

Beitragende Flächen können für Erosion, P- und PSM-Verluste empirisch nachgewiesen werden. Bei der Bewirtschaftung der Flächen sollte deshalb darauf geachtet werden, dass auf solchen Flächen spezifische Massnahmen zur Verminderung der diffusen Gewässerbelastung getroffen werden.

Einen wichtigen Schritt in diese Richtung stellt die Fertigstellung der hoch aufgelösten Erosionsgefährdungskarte dar, die seit Kurzem für die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Schweiz zur Verfügung steht (Gisler et al., 2010). Sie liefert zuverlässige Resultate, zumindest was das relative Erosionsrisiko betrifft. Wir schlagen vor, dass diese Karte als flächenhafte Grundlage verwendet wird, um die von ÖLN und VBBo geforderten Erosionsschutz-Massnahmen zu überprüfen. Dabei erachten wir eine Feldbegehung für eine abschliessende Beurteilung immer als notwendig. Auch in der Beratung und zur Visualisierung von Erosionsrisiken kann eine solche Karte gut eingesetzt werden.

Auch beim P und bei den PSM können vorhandene Methoden zur Vorhersage von beitragenden Flächen die Beratung unterstützen. Anpassungen an die Schweizer Verhältnisse sind jedoch noch notwendig. Beim P-Index ist z.B. stärkeres Gewicht auf den gelösten Transport zu legen und das Abschwemmrisiko ist anhand von regionalen Untersuchungen besser mit Messungen zu belegen. Gleiches gilt auch für die Hilfsmittel, um beitragende Flächen für PSM vorherzusagen.

Parallel zur Weiterentwicklung dieser Methoden ist die Datenlage zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften zu verbessern. Alle Methoden zur Vorhersage der beitragenden Flächen benötigen parzellenscharfe Bodeninformationen, die bislang nur für wenige Flächen in der Schweiz in ausreichender Qualität zur Verfügung stehen (Abbildung 4.1). Für über die Hälfte der Landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz gibt es derzeit keine geeignete Bodenkarte, für nur 12 % liegt eine detaillierte digitale Karte im Massstab 1:5'000 vor.

Allgemein sind für die Identifizierung des Abschwemmriskos bessere Bodendaten nötig. Schweizweit sind Bestrebungen im Gang, die Bodenkarte zu vereinheitlichen und flächendeckend (ohne den Alpenraum) bereitzustellen. Für eine kleinräumige Vorhersage beitragender Flächen müsste diese Vereinheitlichung auf ziemlich hohem Niveau stattfinden. Eine grosse Quelle für Bodeninformationen wären auch die betrieblichen Daten der Landwirte. Diese sind bis jetzt aber nicht zentral gespeichert. Allenfalls wäre es mit relativ bescheidenem Aufwand möglich, diese für eine Risikovorhersage verfügbar zu machen.

Die Testgebiete haben gezeigt, dass beitragende Flächen für Erosion und Abschwemmung nicht unbedingt deckungsgleich sind. Dies erschwert die spezifische Bewirtschaftung

beitragender Flächen (z.B. Nutzung als ökologische Ausgleichsflächen). Für die Berücksichtigung beitragender Flächen in der landwirtschaftlichen Praxis könnte deshalb eine Anpassung der Schlagstruktur im Rahmen überbetrieblicher Zusammenarbeit eine Chance bieten.

5.2 Ausblick

Soll zukünftig das Konzept der beitragenden Flächen Eingang in die landwirtschaftliche Praxis finden, müssen verschiedene Bedingungen erfüllt sein. Um dies zu erreichen, sind Aktivitäten in verschiedenen Bereichen notwendig (siehe Abbildung 5.1). Einerseits sind spezifische offene Fragen zum Thema beitragende Flächen zu klären, wie z.B. die Anpassung existierender P-Indices an Schweizer Verhältnisse. Solche Forschungsfragen sollten in Zukunft aber möglichst im Rahmen Massnahmenbegleitforschung angegangen werden. Damit kann einerseits direkt von der Umsetzung von Massnahmen gelernt werden, andererseits ergeben sich so Demonstrationsobjekte, die für die weitere Umsetzung sehr wichtig sind. Daneben sind aber auch weitere Aktivitäten und Projekte von zentraler Bedeutung, um beitragende Flächen in die Praxis zu bringen. Im Rahmen von Projekten wie *Win4* ist zu untersuchen, wie innovative landwirtschaftliche Betriebsstrukturen neue Möglichkeiten für eine standortgerechte Landnutzung eröffnen könnten. Ausserdem ist das Defizit an flächendeckenden Grundlagendaten zu beheben.

Das resultierende Gesamtpaket erstreckt sich über einen erheblichen Zeitraum von rund 10 Jahren, wenn heute die entsprechenden Weichen gestellt werden. Auf den ersten Blick mag dies als zu lang erscheinen, aber diese Zeitspanne ist vergleichbar mit der Entwicklungszeit, die für andere Werkzeuge (z.B. Swiss Bilanz) notwendig waren und sind.

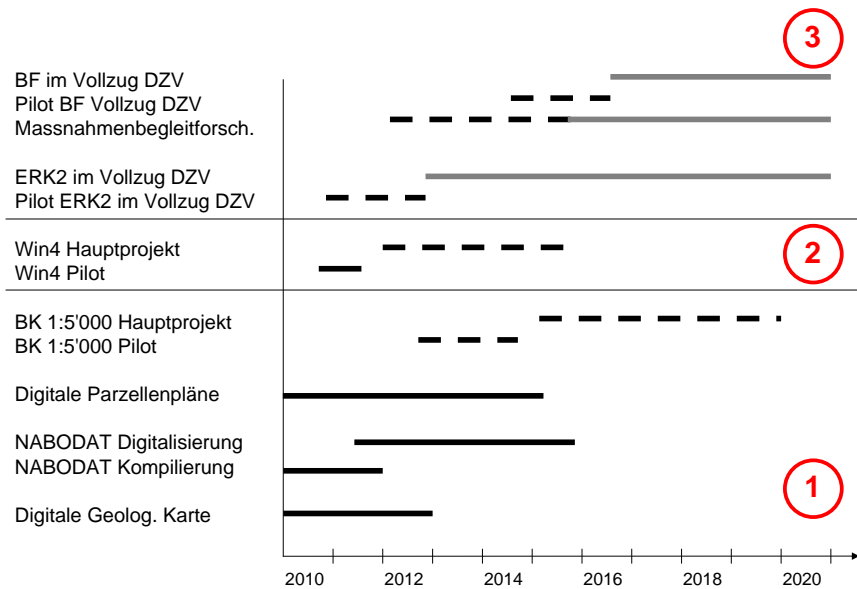


Abbildung 5.1: Vorschlag für einen koordinierten Zeitplan für Projekte, die für die Implementierung von beitragenden Flächen wichtig sind. 1: Projekte zur Beschaffung von Grundlagendaten, 2: Projekte zur Anpassung von Schlagstrukturen, 3: spezifische Projekte zu beitragenden Flächen. Schwarze durchgezogene Linien: laufende Projekte, graue durchgezogene Linien: Vorschlag für künftige Daueraufgaben, schwarze gestrichelte Linien: vorgeschlagene, zeitlich begrenzte Projekte. Digitale Geologische Karte: Projekt GeoCover, ERK2: digitale Erosionsrisikokarte im 2×2 m Raster, BF: beitragende Flächen.

6 Anhang

6.1 Vorhersagewerkzeuge

6.1.1 AVErosion

Die Erosionskalkulation von AVErosion basiert auf der Universal Soil Loss Equation (USLE) beziehungsweise auf deren modifizierter Version MUSLE87 (Hensel and Bork, 1988).

AVErosion ist in das ArcView 3.x GIS implementiert und erlaubt die räumlich verteilte Kalkulation des Erosionsrisikos. Berechnet wird dabei die mittlere langjährige Erosionsmenge (A in $t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$). Die dabei verwendete Formel ist in der Gleichung 6.1 wiedergegeben.

$$A = C \cdot R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot P \quad (6.1)$$

Zum standortspezifischen potentiellen Risiko zählen dabei der Niederschlagsfaktor R (Erosivität von Niederschlagsereignissen in $N \cdot h^{-1}$), der Boden-Erodierbarkeitsfaktor K ($kg \cdot h \cdot N^{-1} \cdot m^{-1}$) und die Topographiefaktoren Hanglänge L und Hangneigung S . Für das aktuelle Risiko müssen auch der aktuelle Bedeckungs- und Bewirtschaftungsfaktor C und der Erosionsschutzfaktor P berücksichtigt werden.

Die Hanglängen werden innerhalb von Feldblöcken berechnet. Feldblöcke sind dabei Felder oder Hangabschnitte, abgetrennt durch Strassen, Hecken, Wälder oder Gewässer. Ohne Abtrennung können Feldblöcke auch mehrere Anbauparzellen umfassen.

Details zu AVErosion sind den Arbeiten von Schäuble et al. (1999) und Gisler et al. (2010) zu entnehmen. Die Ergebnisse von AVErosion werden in der GIS-basierten Version im 2x2-Meter Raster ausgegeben. Für eine übersichtlichere Darstellung haben wir das berechnete potenzielle und aktuelle Erosionsrisiko aller Rasterzellen für die einzelnen Felder aggregiert. Wir haben dazu das 75 % Quantil verwendet, um den höheren Risiken etwas mehr Rechnung zu tragen als beispielsweise mit dem Mittelwert, in dem alle Risikoklassen gleich gewichtet werden. Die Risikounterteilung in fünf Klassen wurde bei den Werten 5, 10, 50 und 100 ($t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) vorgenommen.

6.1.2 P-Index

Für unseren Bericht wurde der P-Index PI aus Pennsylvania verwendet, weil dieser einer der am besten getesteten und technisch dokumentierten Ansätze ist (z.B. Beegle et al., 2007). Wie alle P-Indices setzt er sich aus einem Quellen- und einem Transportterm zusammen:

$$PI = 2 \times P - Quelle \times Transport \quad (6.2)$$

Relevant für das potentielle Risiko ist das standortspezifische Transportrisiko. Berücksichtigt werden dabei Erosion, Abflusspotential, Drainagen und die Distanz zum Gewässer. Die Gewichtung der einzelnen Faktoren ist in Tabelle 6.1 aufgelistet.

Tabelle 6.1: Gewichtung der Transportfaktoren beim P-Index

Erosion	Bodenabschwemmung in Tonnen pro acre und Jahr ($\equiv 2.47 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)				
Abflusspotential	0 extrem durchlässig	2 sehr durchlässig	4 gut durchlässig	6 schlecht durchlässig	8 sehr schlecht durchlässig
Drainagen	0 keine		1 unregelmässig		2 regelmässig
Distanz zum Gewässer	0 > 152.4 m (500 feet)	2 106.7 bis 152.4 m	4 61 bis 106.7 m	6 30.5 bis 61 m oder < 30.5 aber mit 10.6 m Puffer	9 < 30.5 m

Die aktuellen Erosionsschätzungen werden direkt aus dem AVErosionsmodell übernommen. Das Abflusspotential wurde aus den Karten mit den dominanten Abflussprozessen (DRP) abgeschätzt. Die Einteilung der Abflussklassen in Abflusspotentiale ist in Tabelle 6.2 aufgelistet. Für den Kanton Zürich steht diese Karte direkt zur Verfügung. Für die restlichen Gegenden muss sie zuerst hergeleitet werden. Die Erklärung der Abkürzungen und Genaueres zum DRP-Ansatz kann dem Abschnitt 6.1.4 entnommen werden.

Tabelle 6.2: Einteilung der dominanten Abflussprozesse in Abflusspotentiale

DRP-Kategorie	DP	SSF3	SOF3 D3 SSF2	SOF2 D2 SSF1	SOF1 D1
Abfluss-Potential	extrem durchlässig	sehr durchlässig	gut durchlässig	schlecht durchlässig	sehr schlecht durchlässig

Die Distanz zum Gewässer wurde aus der digitalen Landeskarte bestimmt. Zusätzlich versucht dieser Ansatz Veränderungen in der Konnektivität zu erfassen. Bei Pufferstreifen von mindestens 15.2 m wird das Transportrisiko von Gebieten mit einem Abstand vom Gewässer von weniger als 30.5 m mit dem Faktor 0.85 multipliziert. So breite Pufferstreifen sind in der Schweiz aber eigentlich nie vorhanden. Ist durch einen hydrologischen Kurzschluss eine direkte Verbindung zu Gewässer vorhanden, wird der Transportterm von Gebieten mit einem Abstand vom Gewässer grösser als 30.5 m um den Faktor 1.1 vergrössert. Hydrologische Kurzschlüsse können zum Beispiel Schächte sein, die mit dem Gewässer verbunden sind. Solche Schächte sind in der Schweiz sehr häufig. Die Datengrundlage, um dies in die Analyse einzubeziehen, ist aber meistens nicht vorhanden. Wir haben die modifizierte Konnektivität nur für das Gebiet in Zürich berücksichtigt.

Die Formel für den gesamten Transportterm ist in Gleichung 6.3 wiedergegeben.

$$Transport = Konnektivität \times \sum (Transport\ Faktoren) / 24 \quad (6.3)$$

Um das aktuelle Risiko zu bestimmen, müssen auch die P-Quellen berücksichtigt werden. Die berücksichtigten Quellenfaktoren sind in Tabelle 6.3 aufgelistet.

Tabelle 6.3: Gewichtung der Quellenfaktoren beim P-Index

P-Test	0.2 x P-Gehalt des Bodens (in ppm P)				
Düngungsrate	P in lb P_2O_5 /acre ($\equiv 1.12kg/ha$)				
Gülletrate	P in lb P_2O_5 /acre ($\equiv 1.12kg/ha$)				
Applikationsmethode (Ap)	0.2 Injektion 5 cm oder tiefer	0.4 eingearbeitet nach weniger als 1 Woche	0.6 nicht oder nach mehr als 1 Woche eingearbeitet (April -Oktober)	0.8 nicht oder nach mehr als 1 Woche eingearbeitet (November-März)	1 auf gefrorenem oder schnee bedecktem Boden
P-Quelle	z.B. Schwein 1, Rind 0.8 usw.				

Der Quellenterm wird daraus gemäss Gleichung 6.4 berechnet.

$$Quelle = P-Test + Düngungsrate \times Ap + Güllerate \times Ap \times P-Quelle \quad (6.4)$$

Ap steht dabei für die Applikationsmethode.

Für eine übersichtlichere Darstellung haben wir das potenzielle Transportrisiko auf den einzelnen Feldern aggregiert. Wir haben dazu das 75 % Quantil verwendet, um den höheren Risiken etwas mehr Rechnung zu tragen. Die Risikounterteilung in fünf Klassen wurde bei den Werten 0.3, 0.5, 0.7 und 1 vorgenommen.

Beim P-Index wurden für die Klassifizierungen die in der Beschreibung verwendeten Unterteilungen verwendet (Beegle et al., 2007). Diese Grenzen liegen dabei bei 59, 79 und 99. Um auch hier eine fünfte Klasse zu erhalten, wurde die unterste Klasse bei 29 noch einmal geteilt.

6.1.3 Topindex-Ansatz

Um den Topindex-Ansatz zu berechnen, steht uns von swisstopo schweizweit ein digitales Höhenmodell (DHM) mit einer Auflösung von 2 m zur Verfügung (DTM©2003 swisstopo). Für die Berechnung haben wir das DHM auf 10 m extrapoliert. Nach Jencso et al. (2009) kann mit dieser Auflösung der Wasserspiegel am besten durch den Topindex abgebildet werden. Bei kleinerer Auflösung (3 und 5 m) ist der Algorithmus anfällig auf Einflüsse der Mikrotopographie an der Oberfläche, die für die Wasserverteilung im Untergrund irrelevant sind. Eine grössere Auflösung (30 m) ist zu grob, um die Dynamik realistisch wiederzugeben. Der Index wurde mit dem frei verfügbaren GIS-Programm Whitebox Geospatial Analysis Tools berechnet (www.uoguelph.ca/hydrogeo/Whitebox).

Der Topindex λ wird gemäss der Gleichung 6.5 aus der lokalen Steigung (S) und der Fläche des darüberliegenden Gebietes (F), welches durch diesen Punkt entwässert (upslope contributing area), berechnet.

$$\lambda = \ln \frac{F}{\tan(S)} \quad (6.5)$$

In Whitebox stehen verschiedene Berechnungsmethoden zur Bestimmung von F zur Verfügung. Wir haben den D_∞ Algorithmus von Tarboton (1997) verwendet.

Je höher der Topindex, umso grösser die Sättigungswahrscheinlichkeit für einen bestimmten Punkt. Um die Topindex-Werte in eine Risikoklasse zu klassifizieren, wurden die höchsten 5 % der Pixel auf allen Feldern in die höchste Risikostufe 5 eingeteilt. Die nächsten 15 % kamen in die Klasse 4, die nächsten 20 % in die Klasse 3, die nächsten 30 % in die Klasse 2 und die übrigen 30 % in die Klasse 1.

Mit dem Topindex wird das Risiko durch Abschwemmung auf gesättigtem Boden beschrieben. Unter Schweizer Verhältnissen ist dies der wichtigste Abflussprozess. Nach (Srinivasan and McDowell, 2009) kann aber auch die Abschwemmung auf infiltrationslimitierten Flächen wichtig sein. Solche Flächen zu eruieren ist schwieriger. Bei der Klassifizierung der dominanten Abflussprozesse werden auch Risikoflächen für infiltrationslimitierten Abfluss ausgeschieden (Schmocker-Fackel et al., 2007). Dazu werden jedoch detaillierte Bodendaten benötigt. Solche Daten stehen nur für das Testgebiet im Zürcher Weinland zur Verfügung. Die entsprechenden Risikoflächen wurden in die höchste Risikoklasse eingeteilt.

Bei der Aggregation des Risikos auf die einzelnen Felder haben wir wiederum das 75 % Quantil verwendet.

6.1.4 Ansatz mit den dominanten Abflussprozessen (DRP)

Bei DRP-Ansatz versucht man, räumlich zu kartieren, wo welche Abflussprozesse (Oberflächenabfluss SOF, Drainageabfluss D, schneller Abfluss im Boden SSF oder Tiefensickerung DP) auftreten und wie schnell diese bei einem Regenereignis reagieren (1 bedeutet kleine Speicherkapazität d.h. schnelle Reaktion, 3 grosse Speicherkapazität d.h. verzögerte Reaktion). Neben dem primären Abflussprozess werden in der Karte auch Risikoflächen für infiltrationslimitierten Abfluss (englisch Hortonian overland flow: HOF) ausgewiesen.

Die genaue Herleitung der dominanten Abflussprozesse basierend auf der Zürcher Bodenkarte ist bei Schmocker-Fackel et al. (2007) beschrieben. Für den Kanton Zürich existiert die Karte auch schon flächendeckend (AWEL Zürich).

Das Gebiet kann danach flächendeckend, entsprechend dem vorherrschenden Abflussprozesse, in fünf Risikoklassen eingeteilt werden (Tabelle 6.4)

Tabelle 6.4: Einteilung der dominanten Abflussprozesse in Abflussrisiken.

Abfluss- potential	DP	SSF3	SOF3 D3 SSF2	SOF2 D2 SSF1	SOF1 D1 HOF
Abflussrisiko	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

Für die übrigen Gebiete steht keine DRP-Karte zur Verfügung. Wir haben darum versucht, aus den vorhandenen Daten eine entsprechende Karte gemäss dem Ansatz von

Schmocker-Fackel herzuleiten. Die Datenlage ist dabei zu wenig gut um den Ansatz eins zu eins zu übertragen.

Für das Luzerner Seeland stand immerhin eine Karte im Massstab 1:25'000 zur Verfügung. Die Wasserhaushaltsklassen aus der Bodenkarte konnten dabei direkt für die Klassifizierung gemäss dem Schema von Schmocker-Fackel et al. übernommen werden. Neben den reinen Einheiten gab es in der Bodenkarte auch Komplexeinheiten, die sich aus mehreren Klassen zusammensetzen. Bei zwei Klassen wurde die Komplexeinheit immer in die risikoreichere Klasse (geringere Speicherklasse) eingeteilt, bei drei Klassen wurde die mittlere gewählt. Für die Unterteilung in die Speicherklassen werden neben den Wasserhaushaltsklassen auch Informationen zur Beeinflussung des Unterbodens mit Grundwasser, der Durchlässigkeit der Bodenmatrix und der Geologie benötigt. Um diese Angaben abzuschätzen wurden die Vergleyung und die Körnung aus der Bodenkarte, respektive die Geologie (Geologischer Atlas der Schweiz 1:25'000) verwendet. Um die Prozesse zu unterscheiden, wurde die lokale Steigung aus dem DGM berechnet. Drainierte und undrainierte Flächen wurden nicht unterschieden, da dies für die Risikoeinteilung keine Rolle spielt. Um infiltrationslimitierte Risikoflächen zu bestimmen, war die Datenlage jedoch nicht ausreichend.

In den weiteren Gebieten stand uns nur die Bodeneignungskarte im Massstab 1:200'000 zur Verfügung (Schweizer Bundesämter, 1980). Um die Böden in Wasserhaushaltsklassen a bis z zu unterteilen wurden die wenigen verfügbaren Daten aus der Bodeneignungskarte (pflanzennutzbare Gründigkeit, Wasserdurchlässigkeit und Vernässung) verwendet (Schlüssel gemäss Tabelle 6.5).

Tabelle 6.5: Klassifizierung in Wasserhaushaltsklassen a bis z mit Hilfe der pflanzennutzbaren Gründigkeit, der Wasserdurchlässigkeit und der Vernässung aus der Bodeneignungskarte 1:200 000.

Wasserdurchlässigkeit	Vernässung	pflanzennutzbare Gründigkeit				
		sehr tief	tief	mittel	flach	sehr flach
übermässig/normal		a	b	c	d	e
schwach gehemmt		f	f	g	h	i
übermässig/normal	grundfeucht	k	k	l	m	n
schwach gehemmt	grundfeucht	k	k	l	m	n
gehemmt/stark gehemmt			o	o	p	p
gehemmt/stark gehemmt	grundfeucht		q	q	r	r
	schwach grundnass		s	t	u	u
	grundnass			v	w	x/y
	stark grundnass					z

Für die Feineinteilung der Speicherkapazität standen keine Angaben zur Matrixdurchlässigkeit zur Verfügung. Die Böden wurden jeweils in die kleinere Speicherklasse eingeteilt. Die Prozesse wurden danach gleich wie im Luzerner Seeland unterschieden. Infiltrationslimitierte Risikoflächen können nicht bestimmt werden.

Mit den verfügbaren Daten, insbesondere der geringen räumlichen Auflösung, ist jedoch nur eine sehr grobe Schätzung des Abflussrisikos möglich.

6.2 Evaluationsdaten für P-Indices

Die Datengrundlage für die Evaluation der P-Indices (s. Abbildung 2.3) ist untenstehend zusammengestellt (Tabelle 6.6).

Für die Evaluation wurde getestet, wie gut Flächen mit hohen Verlustraten (beitragenden Flächen) mittels des untersuchten Indices von solchen mit tiefen Verlustraten unterschieden werden kann. Dazu wurden anhand der gemessenen Verlustraten eine Kategorisierung in beitragende Flächen (diejenigen 10 bzw. 20% der Testflächen/-gebiete mit den höchsten Verlustraten pro Untersuchung) und nicht-beitragende Flächen vorgenommen. Eine analoge Kategorisierung wurde anhand des jeweiligen Indexes vorgenommen, wobei der Schwellenwert zwischen den beiden Kategorien über den gesamten beobachteten Wertebereich variiert wird. Bei jedem Schwellenwert wird aus dem Vergleich zwischen beobachteter und vorhergesagter Kategorisierung die Wahrscheinlichkeit für Richtig-Positive und Falsch-Negative berechnet.

Für jeden Schwellenwert wird anschliessend die Richtig-Positiv Rate als Funktion der Falsch-Negative Rate dargestellt. Die sich ergebende Kurve wird in der Fachliteratur als Receiver Operating Characteristic (ROC) bezeichnet. Die Fläche zwischen dieser Kurve und der Diagonalen der Abbildung (d.h. von (0,0) bis (1,1)) wird als *Area Under the Curve* (AUC) bezeichnet und ist proportional zur Wahrscheinlichkeit, dass eine zufällig ausgewählte beitragende Flächen tatsächlich als solche klassifiziert wird.

Die Datenanalyse wurde mit der Statistik-Software *R* (<http://www.r-project.org/>) und spezifisch dem Befehl *colAUC* aus dem Paket *caTools* (Tuszynski, 2011) durchgeführt. Vertiefte Beschreibungen der ROC-Methodik findet man in weiterführender Literatur (z.B. (Murtaugh, 1996)).

Tabelle 6.6: Datengrundlage für die Evaluation der P-Indices. AUC: „Area under the curve“, TP: Gesamt-P, DRP: gelöster reaktiver P (engl.: „dissolved reactive P“)

Referenz	P-Index	AUC TP	AUC DRP	Region	Skala	Kultur	Regen	N_{tot}
(Andersen & Kronvang, 2006)	Dänisch. PI	0.87	-	Dk	EZG	A+G	Nat	12
(Bechmann et al., 2007)	Norweg. PI	1.00	-	No	EZG + F	A+G	Nat	11
(DeLaune et al., 2004)	Weide PI	-	0.83	USA	EZG	G	Nat	11
(Eghball & Gilley, 2001)	Original PI	0.79	-	USA	Plot	A	Ber	32
(Eghball & Gilley, 2001)	Original PI	0.89	-	USA	Plot	A	Ber	32
(Harmel et al., 2005)	Texas PI	0.75	0.84	USA	EZG	A+G	Nat	12
(Hughes et al., 2005)	Ranking	-	0.71	Ir	EZG	A+G	Nat	31
(Sharpley, 1995)	Original PI	1.00	-	USA	EZG	A+G	Nat	30
(Ulén et al., 2001)	Regression	0.88	-	Sw	EZG	A+G	Nat	15



6.3 Folien der Abschlussveranstaltung

ART  

Machbarkeitsstudie Kartierung „Beitragender Flächen“

M. Frey, C. Stamm (Eawag)
N. Konz, V. Prasuhn (ART)
D. Noll (Changins)



15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Zielsetzung des Projekts

- (1) Zusammenfassen der wissenschaftlichen Konzepte für Beitragende Flächen (N, P, Pestizide, Erosion) inkl. empirischer Wirkungsnachweis, Vorhersage-Ungenauigkeit sowie zentraler Wissenslücken (**Block 1**)
- (2) Vorschlag zum Vorgehen zur Erhebung flächendeckender Grundlagendaten inkl. Abschätzung notwendiger Ressourcen (**Block 3**)
- (3) Untersuchung agronomischen Auswirkungen anhand beispielhafter Betriebe (**Block 2**)
- (4) Abschätzung Vorgehen/Ressourcen, um das Konzept praxistauglich zu machen (**Block 4**)

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Zeitplan

09:05 – 09:40 Block 1: Einführungsvortrag beitragende Flächen (inkl. 10 min Fragen/Diskussion)

09:40 – 10:50 Block 2: Praktische Anwendung (inkl. 15 min Fragen/Diskussion)

10:50 – 11:15 Block 3: Datengrundlagen

11:15 – 11:45 *Pause*

11:45 – 12:00 Block 4: Empfehlungen zum weiteren Vorgehen



12:00 – 13:00 Schlussdiskussion

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Block 1: Einführung in das Konzept



15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Block 1: Einführung in das Konzept

- Definition Beitragender Flächen
- Potential des Konzeptes
- Empirischer Wirkungsnachweis
- Methoden zur Identifizierung im Raum
- Validierung existierender Methoden
- Zusammenfassende Beurteilung

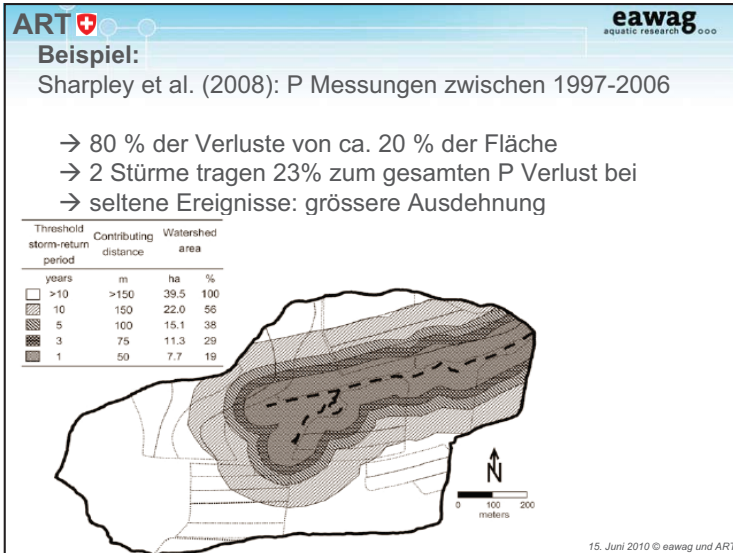
15. Juni 2010 © eawag und ART


ART  

Definition Beitragende Flächen (BF)

- Landwirtschaftliche Flächen, die überproportional zur diffusen Gewässerbelastung beitragen
(*critical source areas (CSAs), hydrologically sensitive areas, contributing areas*)
- Nutzen-Kosten Maximierung durch angepasste Bewirtschaftung BF
 - räumliche Vorhersagen BF

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  **eawag**
aquatic research 000

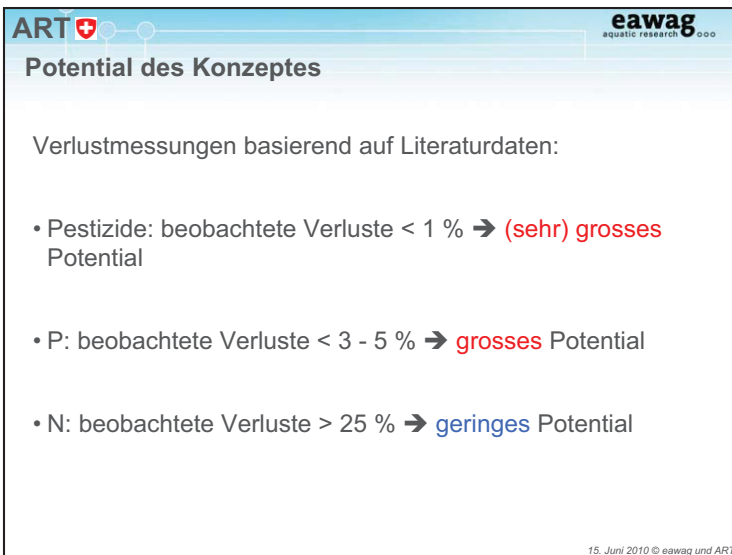
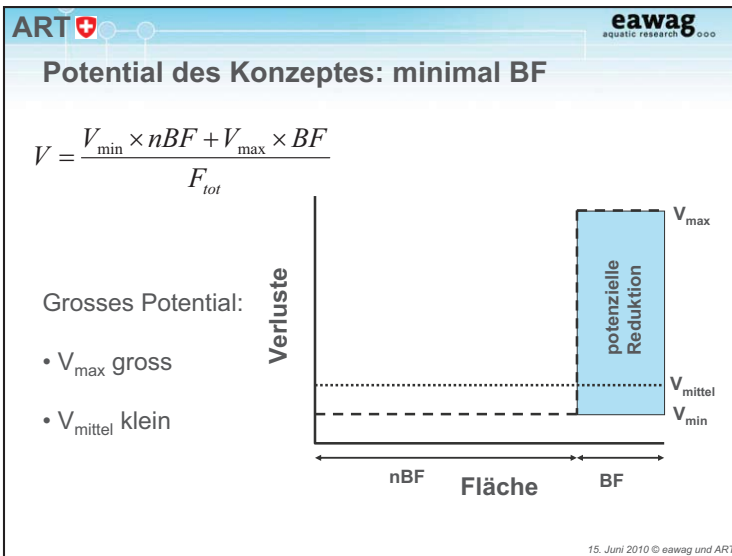
Beitragende Flächen (BF)

potentielles Risiko + Landnutzung → aktuelles Risiko

$$F_{BF} = F_{aktive} \cap F_{verbunden} \cap F_{Quelle}$$

- F_{aktiv} hydrologisch aktiv (Stofftransport ereignisgetrieben)
- $F_{verbunden}$ Verbindung zum Oberflächen- oder Grundwasser
- F_{Quelle} Stoffquelle

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  

Empirischer Wirkungsnachweis: Erosion

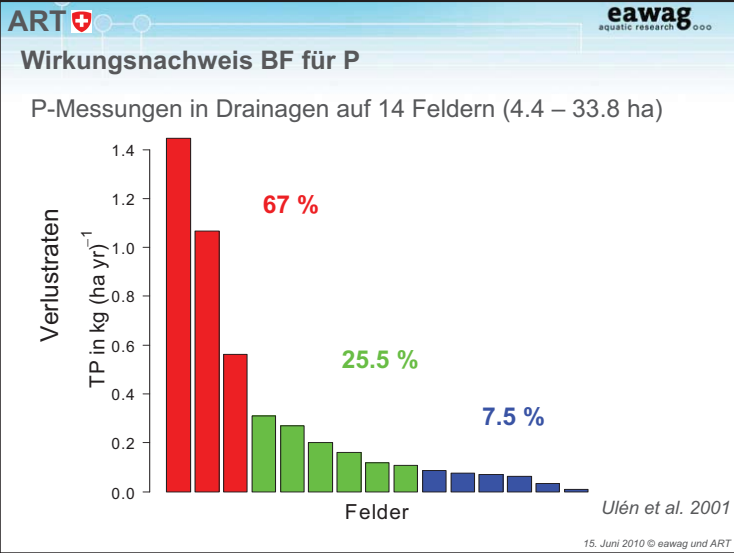
Beispiel Frienisberg (Felduntersuchungen über 10 Jahre)

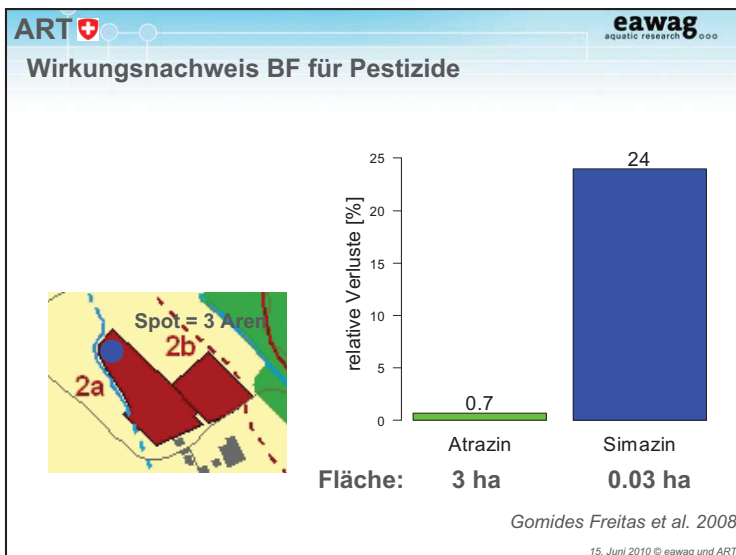
- Erosion betroffene Parzellen: $\emptyset = 30\%$
- Flächenanteil: $\emptyset = 16\%$ (Spannweite der Jahre: 7-37%)
- Parzellen > VBBo Richtwert: 7%





Bild: Prasuhn

15. Juni 2010 © eawag und ART







ART   eawag
aquatic research

Wirkungsnachweis BF für Stickstoff

- Verlustpfad in Gewässer: v.a. als Nitrat
⇒ mobil in der Wasserphase
⇒ v.a. Risiko für Auswaschung ins Grundwasser
⇒ Massenbilanzen: v.a. flächenhaftes Problem
- Messungen im Grundwasser
→ schwierig diese räumlich und zeitlich auf einzelne Flächen und Ereignisse zu beziehen

→ Wirkungsnachweis zu kleinräumiger Differenzierung der Verluste nicht vorhanden

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  

Methoden zur Lokalisierung von BF

Anforderungen:

- Zuverlässige Vorhersage
- basierend auf verfügbaren Daten
- flächenhaft anwendbar
→ relativ einfache Modelle

15. Juni 2010 © eawag und ART

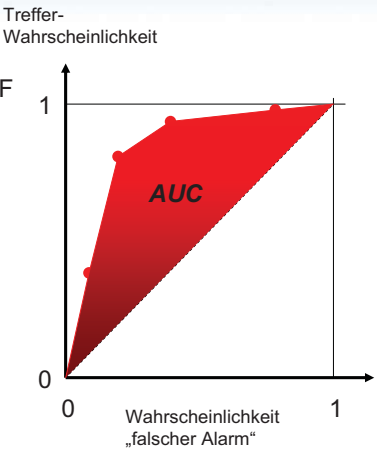
ART  

Modellevaluation

Vorhersage für BF und nBF



Qualitätskriterien:

- möglichst hohe Trefferquote bei BF
- möglichst geringe Wahrscheinlichkeit für „falschen Alarm“
- „AUC“ möglichst gross



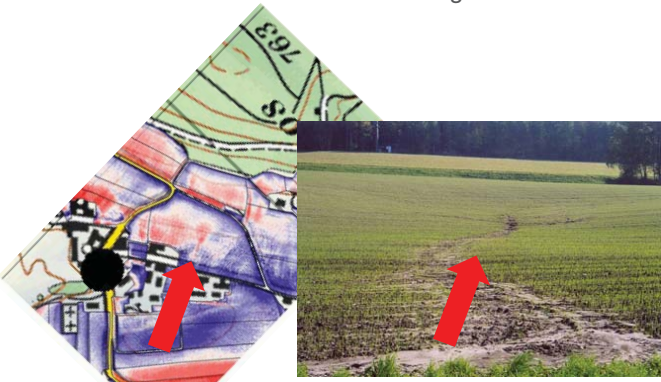
The graph is a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. The vertical axis is labeled 'Treffer-Wahrscheinlichkeit' (True Positive Rate) and the horizontal axis is labeled 'Wahrscheinlichkeit „falscher Alarm“' (False Positive Rate). Both axes range from 0 to 1. A diagonal line from (0,0) to (1,1) represents a random classifier. A red shaded area above this diagonal line represents the performance of the model, labeled 'AUC'. The area is bounded by a curve that starts at (0,0), rises steeply to a point near (0.1, 0.8), then continues to rise more gradually towards (1,1).

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  

Erosion

AVErosion → Standortrisikokarte für die gesamte Schweiz



15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  

Phosphor

P-index (Lemunyon & Gilbert, 1993):


Eigenschaft	Gewicht w_i	kleine	tief	mittel	hoch	s. hoch
		0	1	2	4	8
Erosion (Mg/ha y)	1.5	0	< 10	10 – 20	20 - 30	> 30
Abschwemmung	0.5	0	tief	mittel	hoch	s. hoch
Boden P-Test	1.0	0	tief	mittel	hoch	s. hoch
P-Düngung (kg/ha a)	0.75	0	1 - 15	16 – 45	46 – 75	> 76
Düngungstechnik	0.5					
Hofdünger	1.0	0	1 - 15	16 – 30	31 – 45	> 46
Ausbringtechnik	1.0					

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

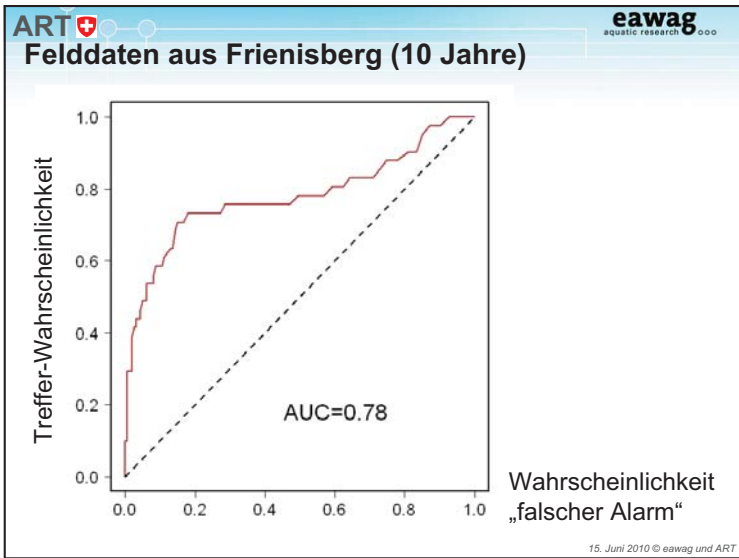
Pestizide

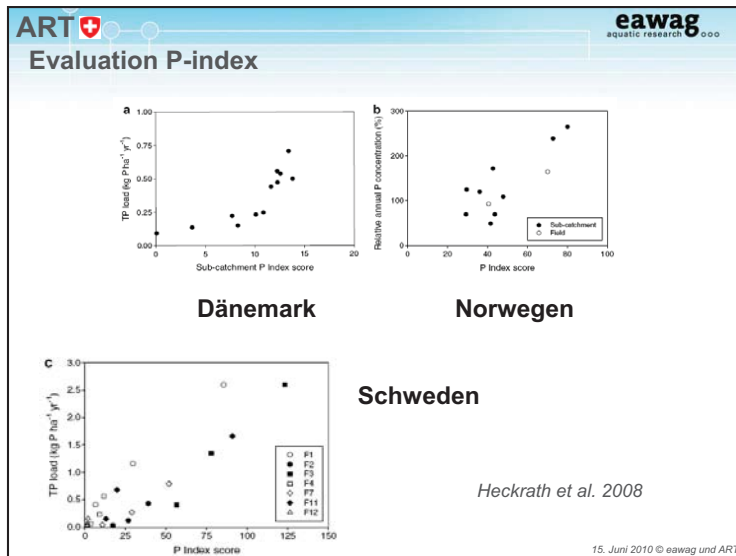
Transportprozesse ähnlich wie bei P-Transport
 Unterschiede: - Pestizide werden umgewandelt und abgebaut
 - Stoffvielfalt (Verlustmenge abhängig von physikalisch-chemischen Eigenschaften der Pestizide und Zeitpunkt des Regenereignisses)
 wenige einfache, evaluierte Vorhersagetools
 Ansätze: - Abflussrisiko aus Runoff-Prozesskarte
 - Abflussrisiko aus Topographie (Topindex*)





**Srinivasan and McDowell 2007*

15. Juni 2010 © eawag und ART



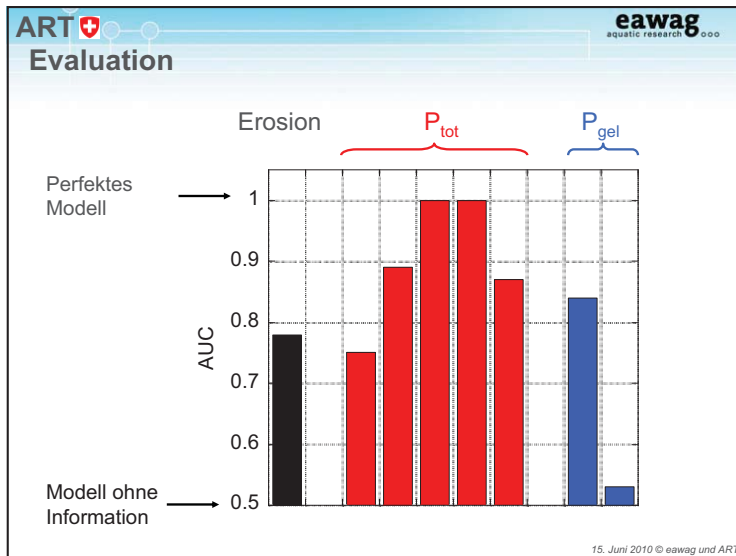



ART  eawag 
aquatic research

Evaluation P-index

- viele verschiedene Indices
- häufig nur wenige Messpunkte
- Validierung häufig nicht auf Parzellenskala sondern auf der Untereinzugsgebiet-/Einzugsgebietsskala
- Datenbasis Erosion **VIEL** besser als bei P (gelöst)
 - >> 10'000 Plot-Jahre Erosionsuntersuchungen
 - breite regionale Anpassung
 - Erosion kartierbar (Prozess nachträglich im Raum feststellbar)

15. Juni 2010 © eawag und ART





ART  **eawag**
aquatic research 000

Einschätzung Machbarkeit

	Konzept	Tools	Validierung	Daten-grundlage	mögliches Vorgehen
Erosion	+	++	+	(+)	Implementierung Datenbasis verbessern
P	+	++	((+))	(+/-)	Tool-Anpassung Validierung (P _{gelöst} !) Datenbasis verbessern
Pestizide	+	(+)	-	(+/-)	Tool-Anpassung Validierung Datenbasis verbessern
N	?	(+)	-		vertiefte Analyse: flächenhaft oder standortspezifisch?

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Ansätze für die Testbetriebe


Erosion: AVErosion
→ Geländemodell, Klima, Boden und Anbaumanagement

Phosphor: P-Index
→ Erosion, Drainagen, Boden, Gewässernetz, P-Gehalt Boden und Düngungsmanagement



Pestizide (Runoff-Risiko): Dominante Runoffprozesse
→ Boden, Geologie, Steigung
Topindex kombiniert mit Flächen mit limitierter Infiltration
→ Geländemodell und Boden

Stickstoff: Nitratindex
→ Boden

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

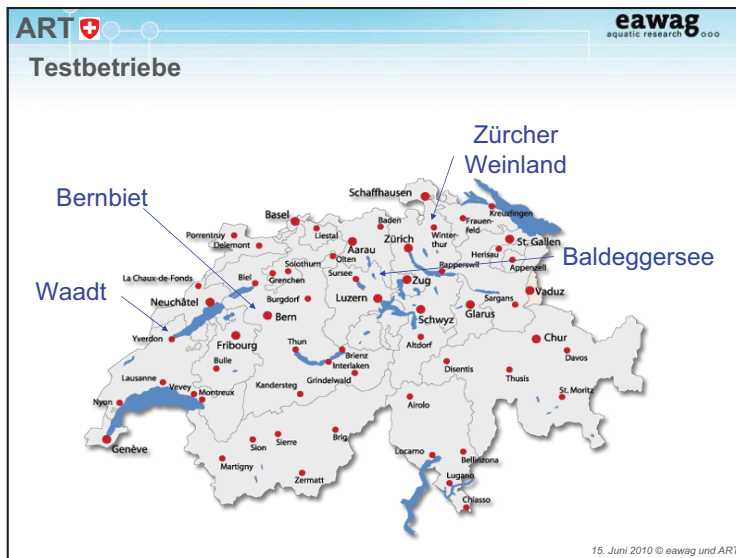
15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research

Block 2: Praktische Anwendung

- Risikovorhersage an einem Testbetrieb (Zürcher Weinland)
 - Erosion mit AVErosion und Ansatz Changins (Vergleich)
 - P-Index, Pestizid Abschwemmrisko und Nitratindex
 - Risikoverteilung für die verschiedenen Substanzen
- Risikovorhersagen für 3 weitere Testgebiete
- Plausibilisierung der Risikovorhersagen (Landwirte)
- Erkenntnisse aus den Testgebieten
- Mögliche Massnahmen → Reaktion der Landwirte

15. Juni 2010 © eawag und ART





ART  

Testbetrieb im Zürcher Weinland



→ beste Datengrundlage



15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Erosionsansatz: AVErosion

- Extension für ArcView 3.x
- Rechnungen basieren auf USLE (Universal Soil Loss Equation) / MUSLE87
- die mittlere langjährige Erosion wird berechnet
- Die räumliche Berechnung basiert auf Einheiten (Feldblöcke)
- Feldblöcke sind Hangabschnitte, die durch Strassen, Wald oder Gewässer getrennt werden (mehrere Anbauparzellen und Bewirtschafter möglich)

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research

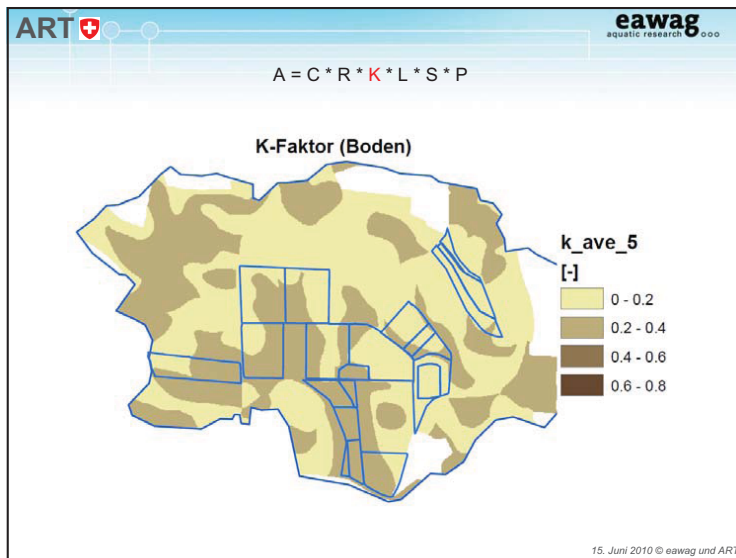
AV Erosion

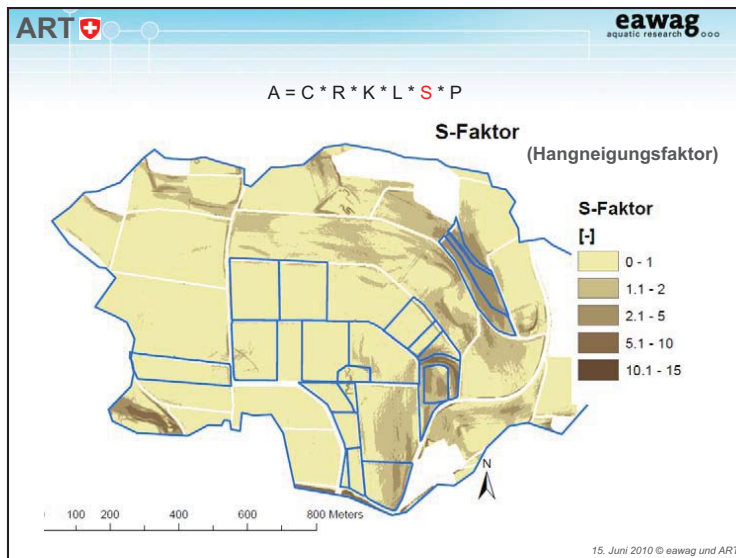
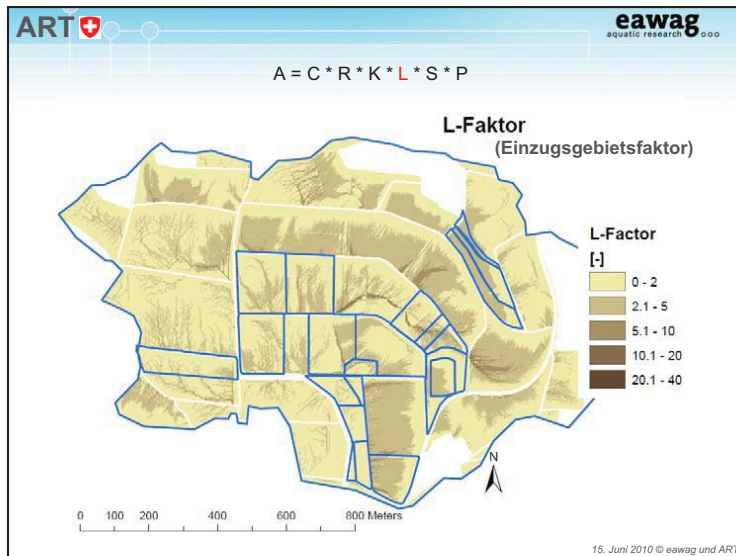
USLE – Wischmeier und Smith (1978)
MUSLE 87 - Modified Universal Soil Loss Equation 87 (Bork & Hensel, 1988)

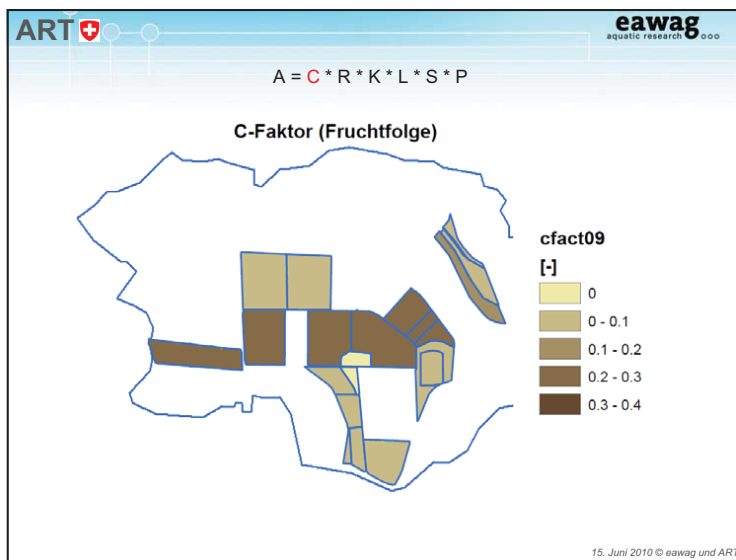
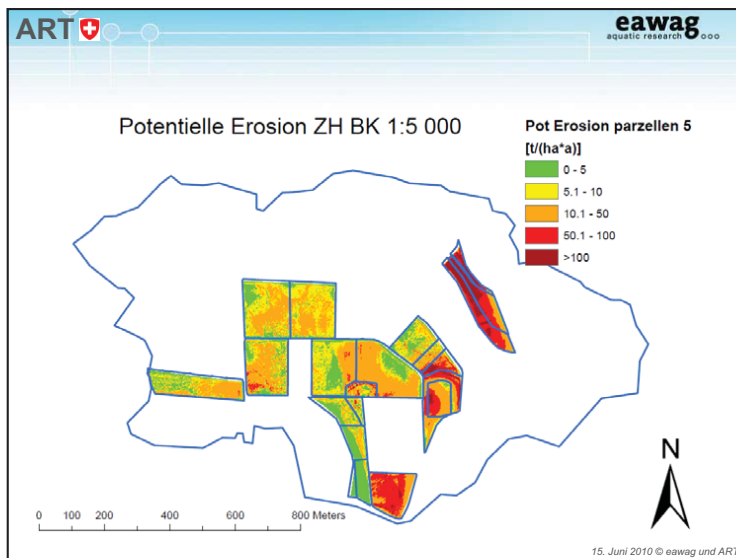
$$A = C * R * K * L * S * P$$

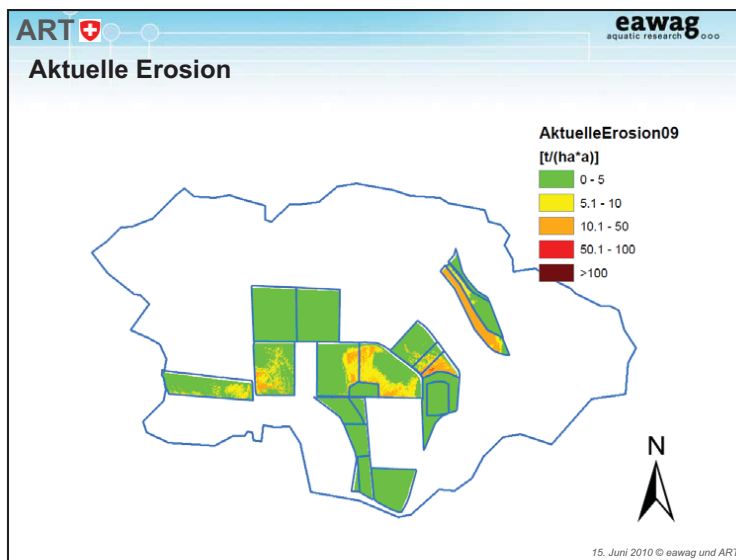
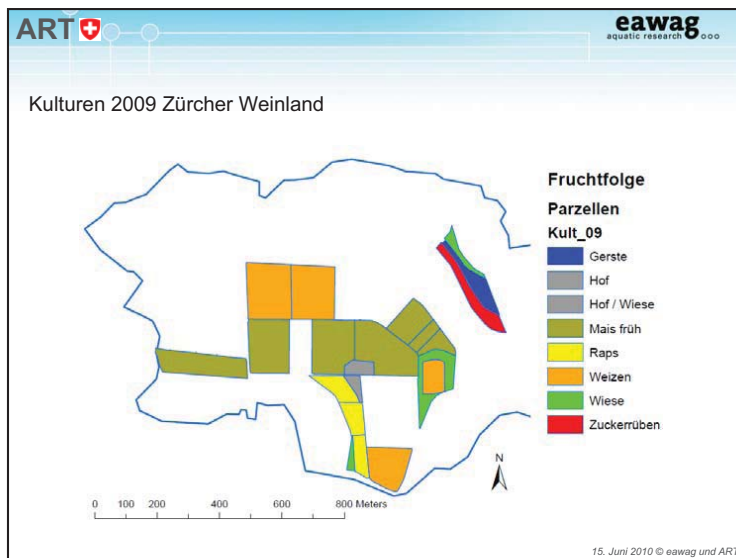
A = mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha*a)]
C = Bedeckungs- und Bewirtschaftungsfaktor [-]
R = Niederschlagsfaktor, Erosivität von Niederschlagsereignissen [N*h⁻¹]
K = Boden-Erodierbarkeitsfaktor [kg*h*N⁻¹*m⁻²]
L + S = Hanglängen- und Hangneigungsfaktor (Relief) [-]
P = Erosionsschutzfaktor [-]



15. Juni 2010 © eawag und ART










ART   eawag
aquatic research 000



Methode Changins

Ziele :

- Identifizierung der Parzellen, die ein Risiko für Erosion, Oberflächenabfluss und Transfer von Pestiziden darstellen.
- Bestimmung der Faktoren, die dieses Risiko verursachen.
- Vorschläge von Maßnahmen, die das Transferrisiko auf einzelnen Parzellen vermindern.




15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research 000

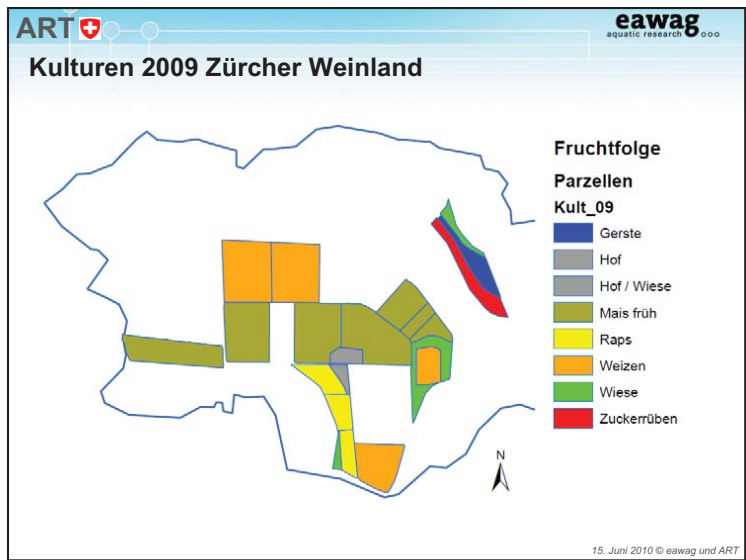
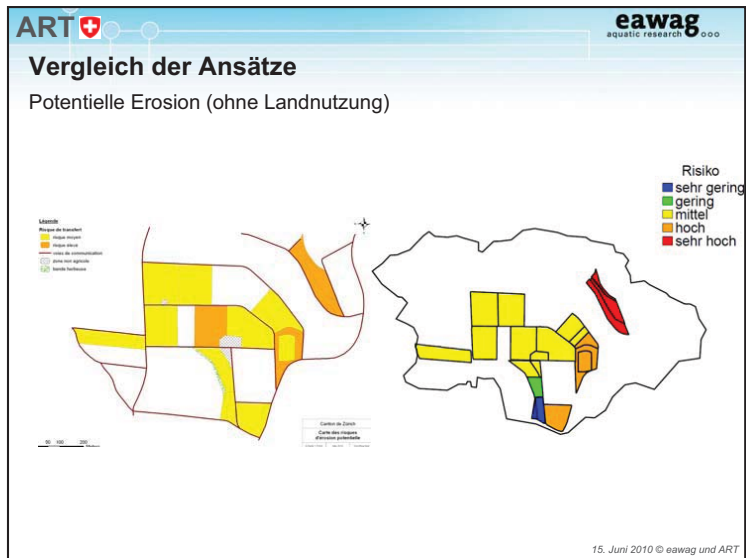
Gemessene Faktoren

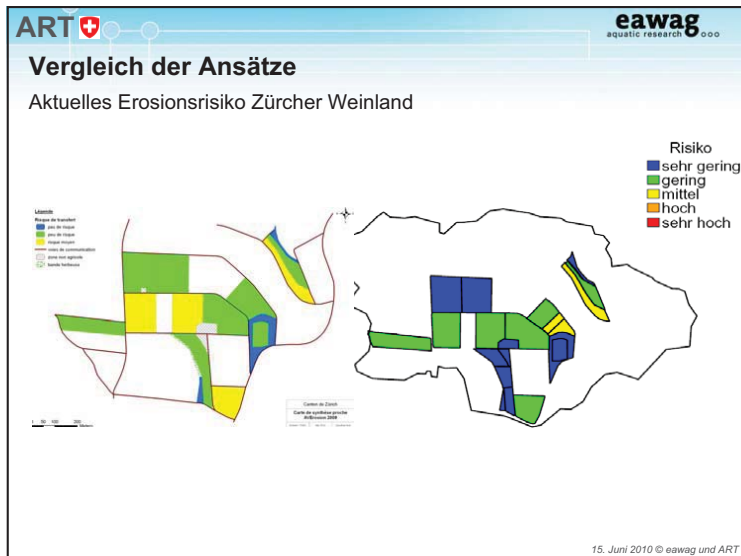
Konstante Faktoren	Variable Faktoren
Hangneigung	Anbaukulturen
Hanglänge	Bodenbearbeitungsrichtung
Entfernung zu den Gewässern	
Landschaftselemente	
Körnung des Oberbodens	



	Risikoklassen				
	kein Koeff. = 0	gering Koeff. = 1	mittel Koeff. = 2	hoch Koeff. = 3	s. hoch Koeff. = 4
Konstante Faktoren					
Variable Faktoren					

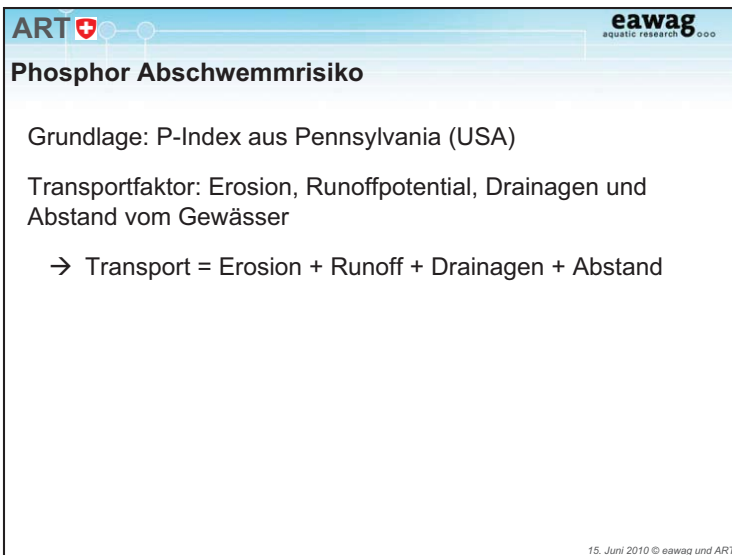
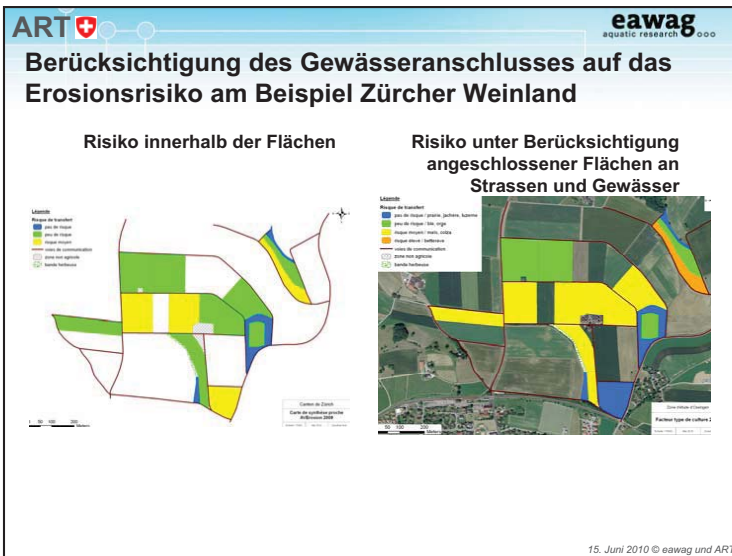


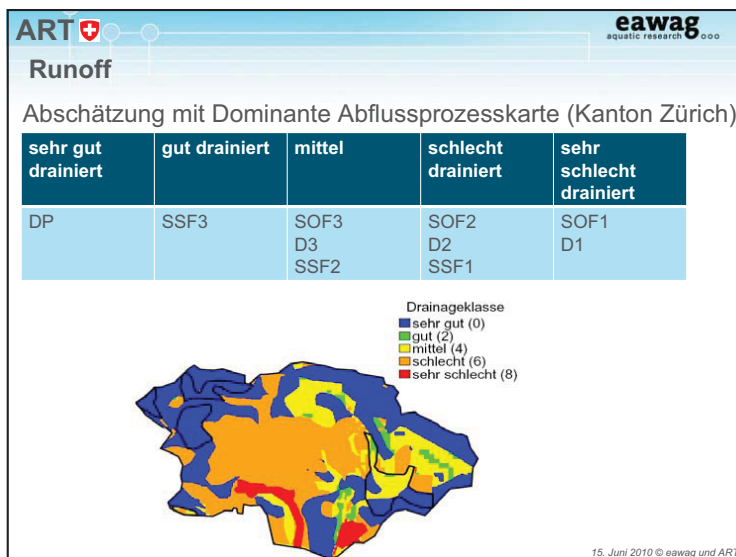
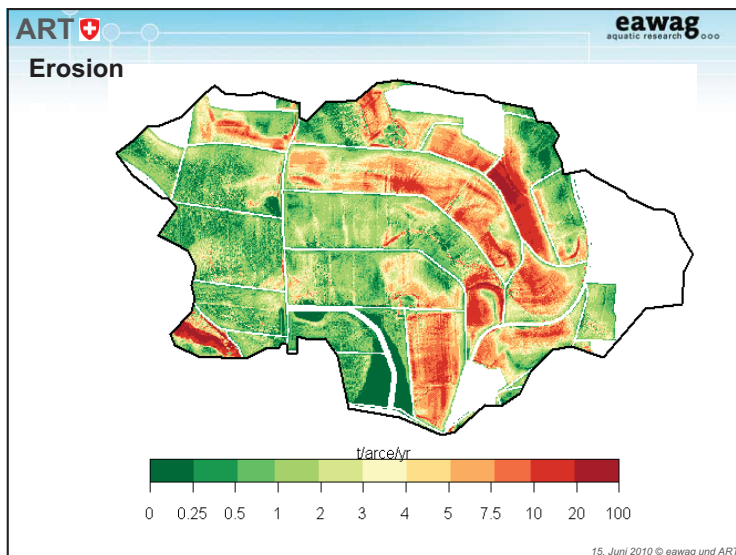
15. Juni 2010 © eawag und ART

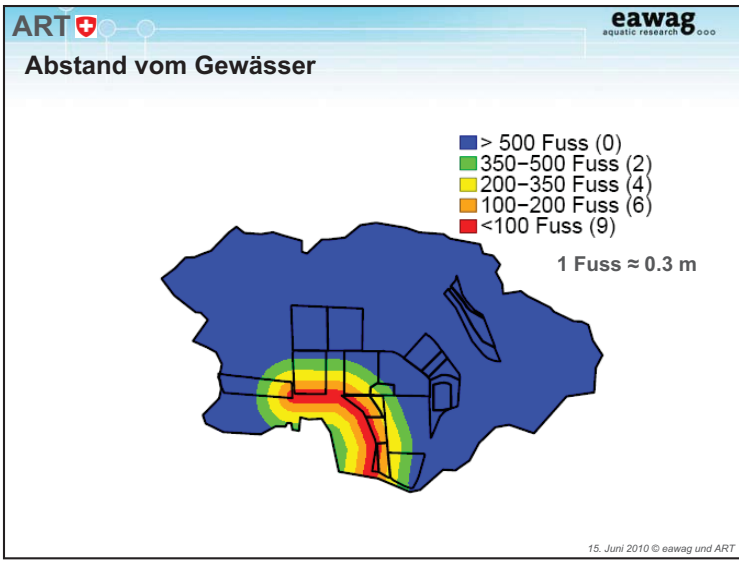
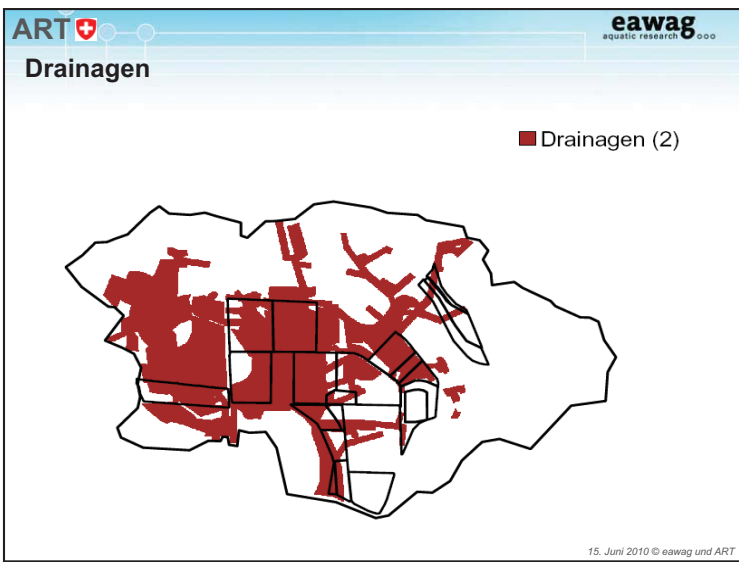


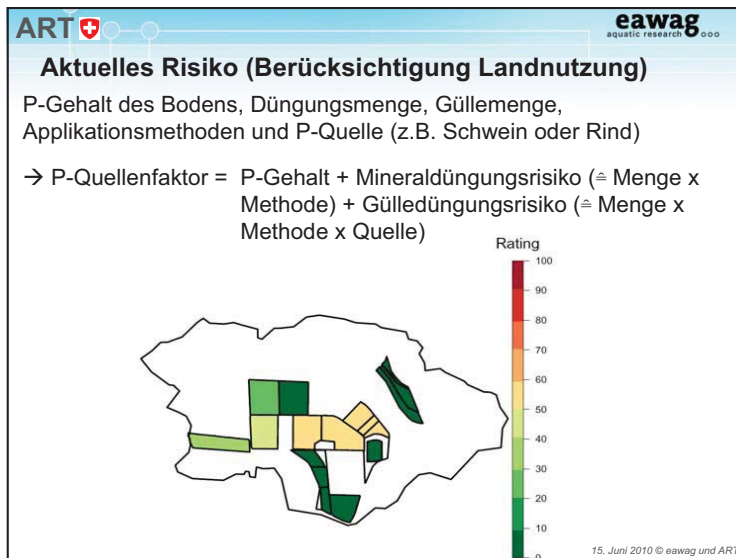
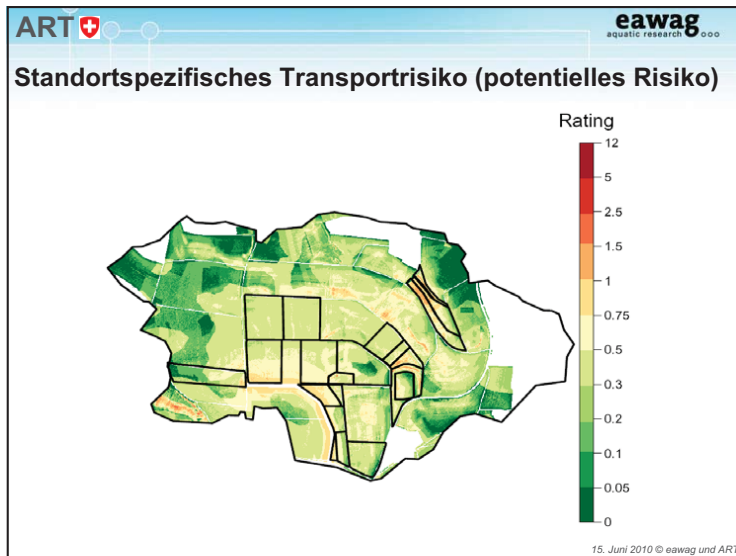




- ART**  
- ### Fazit Modellvergleich:
- Flächen haben relativ zueinander ein vergleichbares Erosionsrisiko
 - Die Grenzen der Modelle zwischen den einzelnen Risikoklassen sind nicht fix, deshalb sind Verschiebungen von einzelnen Risikoklassen leicht möglich
 - Die Ergebnisse sind innerhalb der Flächen und noch nicht mit Risiko Gewässeranschluss
15. Juni 2010 © eawag und ART









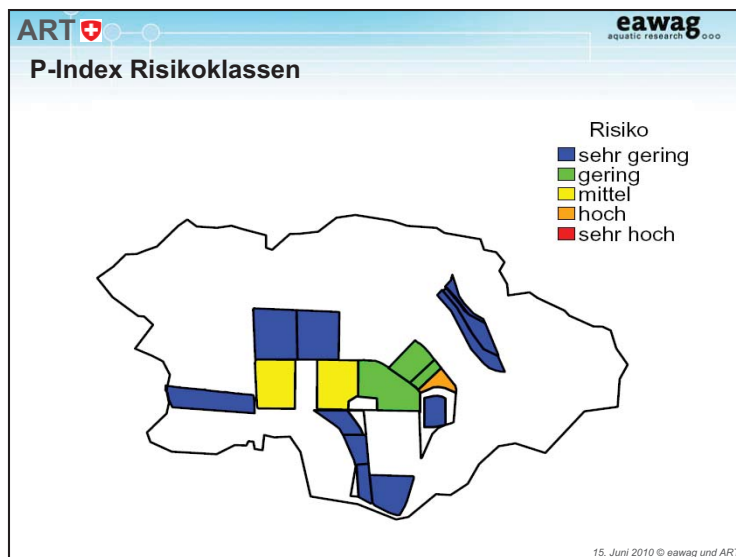
ART   eawag
aquatic research

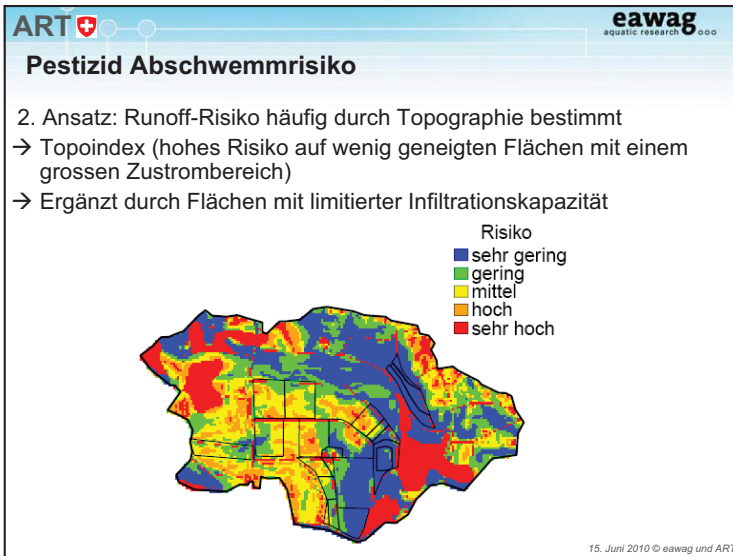
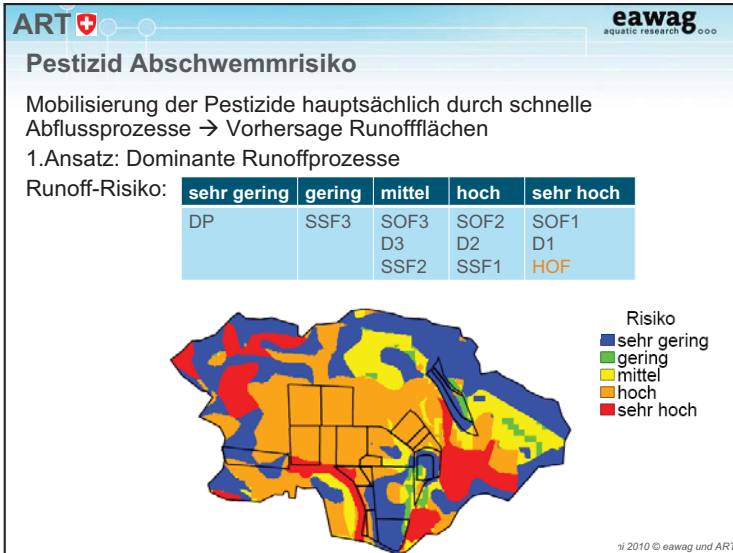
P-Index aus Pennsylvania (USA)

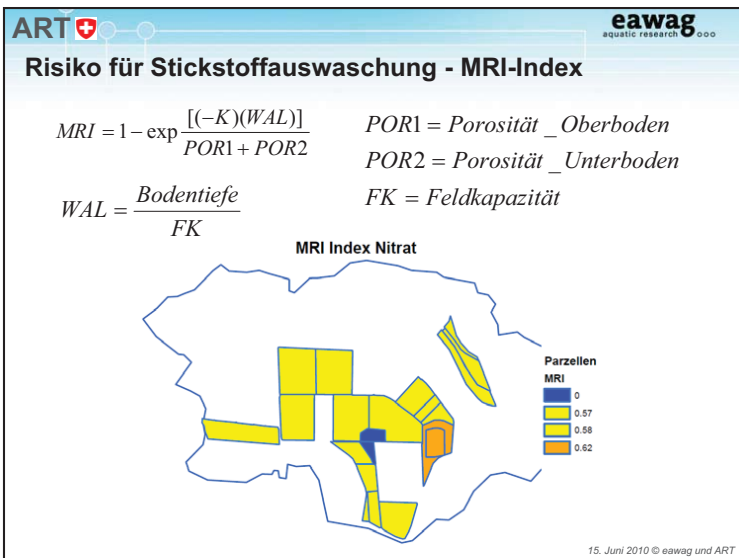
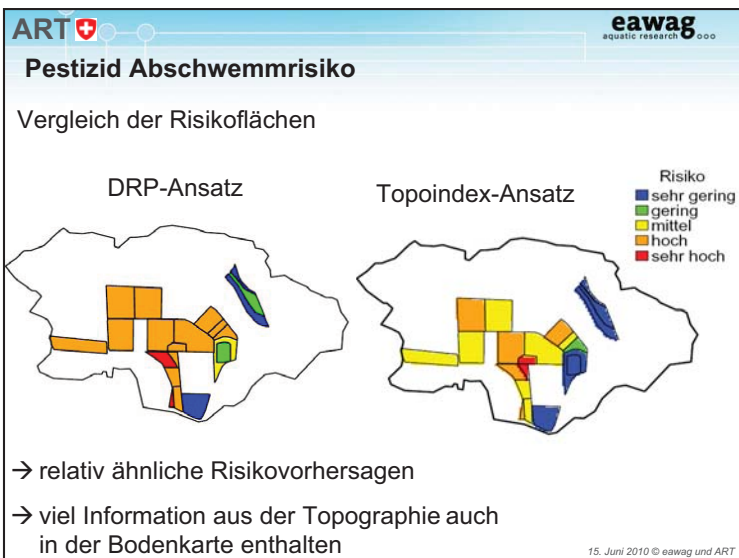
P-Index = 1/12 x Transportfaktor x Quellenfaktor x Konnektivität

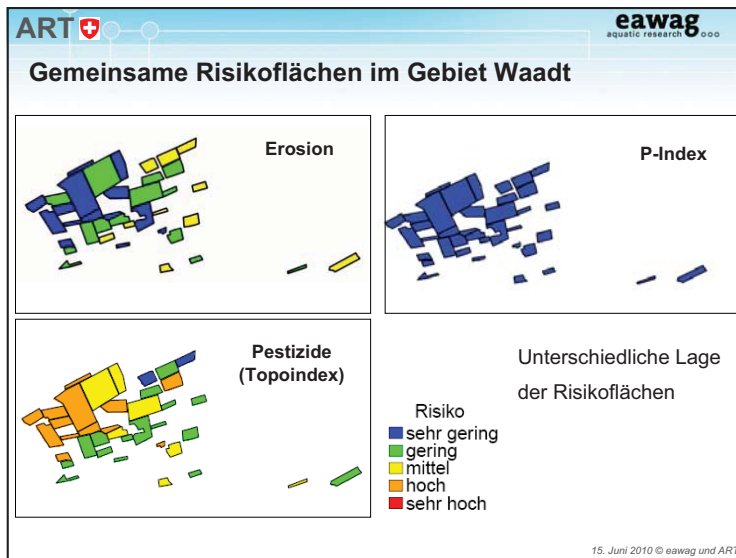
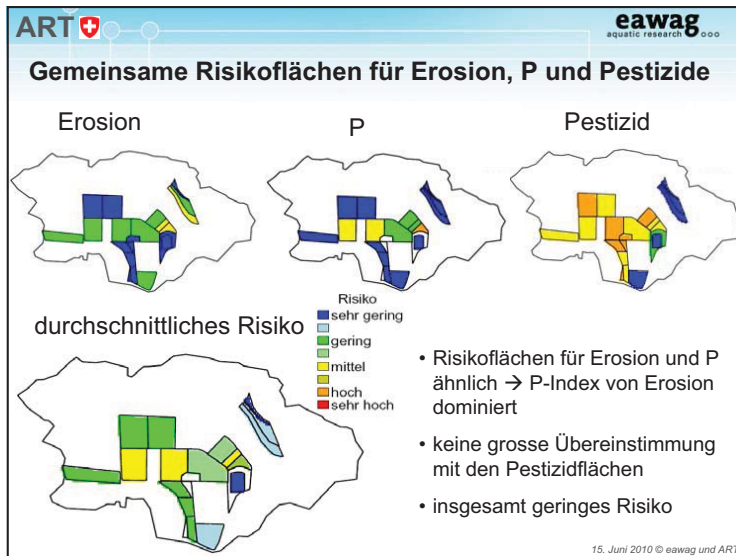
$$F_{BF} = F_{aktiv} \cap F_{Quelle} \cap F_{verbunden}$$

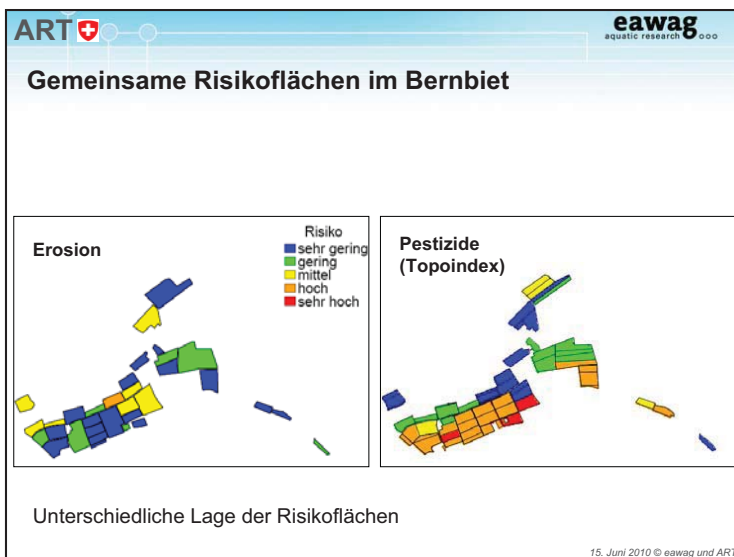
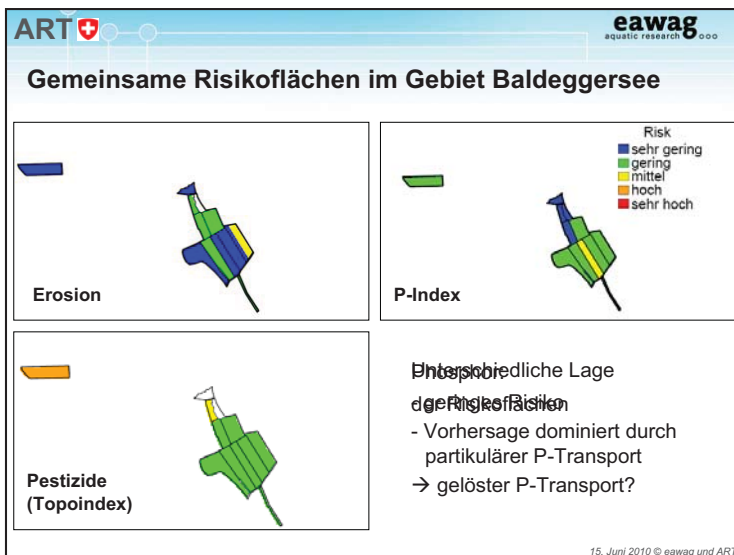
15. Juni 2010 © eawag und ART















ART   eawag
aquatic research

Plausibilisierung der Risikovorhersagen in den Testgebieten

- keine Feldmessungen!
- Landwirte kennen ihre Felder → gute Einschätzung der Vorhersagen
- Erosion auf den Feldern gut ersichtlich
- vernässte Flächen mit häufigem Runoff allenfalls auch bekannt

Plausibilisierung für die Testgebiet Weinland und Baldeggersee
 → Erosionsvorhersagen: gute Übereinstimmung mit Felderfahrung
 → durch Strassenabfluss verursachte Erosionsereignisse in der Vorhersage nicht vollumfänglich erfasst
 → Runoffvorhersagen bestätigen Feldbeobachtungen
 → „Bestätigung“ der Runoffflächen durch Feldstudie
 Standortgerechte Landwirtschaft → HOF wichtig

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research

Mögliche Massnahmen



Naturwiesen auf Risikoflächen

- Anteil Kunstwiesen auf Risikoflächen und in der restlichen Fruchtfolge verringern
- Futterumstellung → Futtermais durch Kunstwiese ersetzen

Reaktion der Landwirte

- Vorschläge zum grössten Teil erfüllt
- Erträge Futtermais > Kunstwiese
- Aufwand Kunstwiese > Futtermais
- Futterumstellung kritisch

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Mögliche Massnahmen

Umstellen der Fruchtfolge



- auf einige Frucht in kritischen Regionen verzichten (Kartoffeln, Zuckerrüben)
- 2 spezielle Fruchtfolgen (kritische Anbauarten nur auf Feldern mit geringem Risiko)

Reaktion der Landwirte

- mehrheitlich erfüllt
- 2 separate Fruchtfolgen häufig nicht möglich

Bei gegebenen Flächen Möglichkeiten eingeschränkt

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  



Mögliche Massnahmen

neue Ansaatmöglichkeiten → Direktsaat

Reaktion der Landwirte

- grösserer Pestizideinsatz
- grösseres Risiko für Ernteeinbussen
- Maschinen von Lohnunternehmern: Einsatz auch bei schlechten Bedingungen

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Mögliche Massnahmen



virtuelle Flurbereinigung

Reaktion der Landwirte

→ Zusammenarbeit oft schwierig (im Moment vielleicht okay, aber was geschieht bei Generationswechsel?)

→ Sorgfalt mit eigenem Land grösser

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Zusammenfassung: Erkenntnisse aus den Testgebieten



Positive Aspekte für die Umsetzung des Konzepts BF

- vielversprechende Erosionsvorhersagen
- grosse räumliche Variabilität der Risikoflächen

Kritischer Punkte

- Risikoflächen für Erosion (steile, lange Hänge) und Abschwemmung (vernässte Flächen) häufig nicht identisch
- Konzept BF für N nicht erfüllt

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  
aquatic research 000

Zusammenfassung: Erkenntnisse aus den Testgebieten

Hürden für die Umsetzung:

- gute Bodeninformation für räumliche Differenzierung entscheidend
- Validierung für Abschwemmungsvorhersagen (P und Pestizide) schwierig → weitere Messungen?
- P-Index: Gewichtung etwas willkürlich
→ Anpassung an Schweizer Verhältnisse nötig
- Risikokategorisierung anhand weniger Gebiete schwierig
- Landwirte: eingeschränkte Handlungsmöglichkeiten(?)



15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  
aquatic research 000

Block 3: Datengrundlagen

1. Welche Daten werden benötigt?
2. Welche Daten sind schon vorhanden?
3. Welche Datenlücken bestehen?
4. Unsicherheiten durch unterschiedliche Datengrundlagen (Beispiel Weinland)
5. Kosten/Möglichkeiten für Beschaffung weiterer Grundlagendaten?

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Datengrundlage potenzielles Risiko

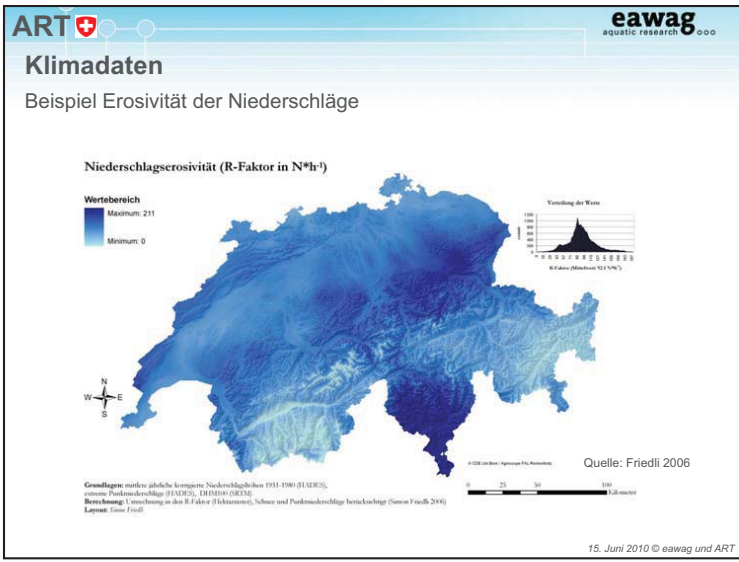
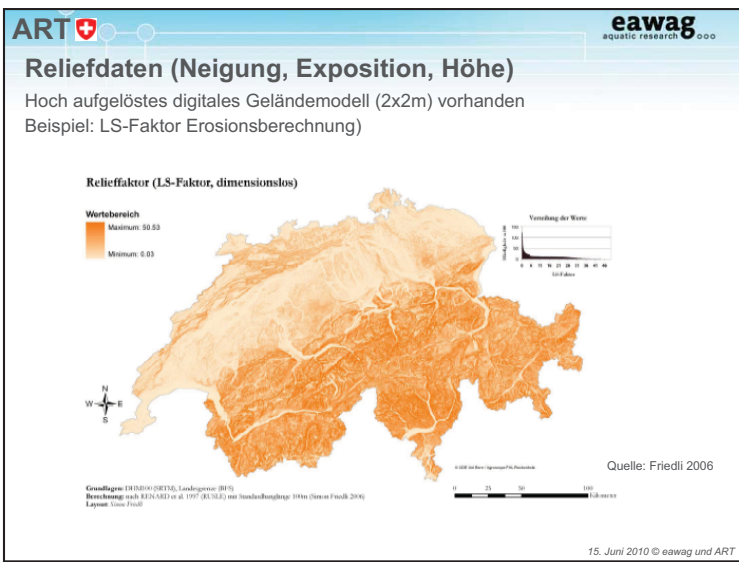
	PSM			
	Erosion AV-erosion	Phosphor P-Index	Abfluss-Risiko (Relief, DRP)	Nitrat MRI-Index
Relief	DHM Gewässernetz	DHM Gewässernetz	DHM	
Boden	Bodenart Humusgehalt Skelettgehalt	DRP (Gründigkeit, Neigung, Durch- lässigkeit Untergrund, Bodenart) P-Gehalt Boden	DRP (Gründigkeit, Neigung, Durch- lässigkeit Unter- grund, Bodenart) Bodenart	Bodenart, Horizonte Bodentiefe Skelettgehalt
Klima	langjähriger Niederschlag			
Land- nutzung	Parzellenplan Vektor 25	Drainage	Versiegelte Flächen Vektor 25	

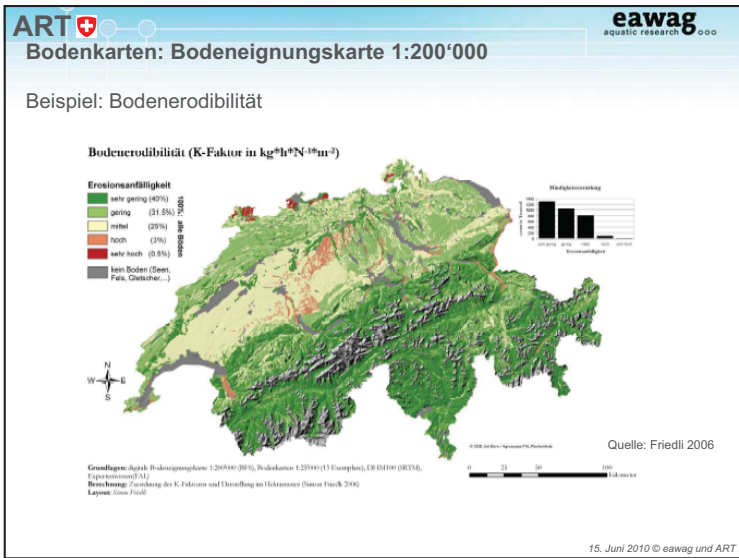
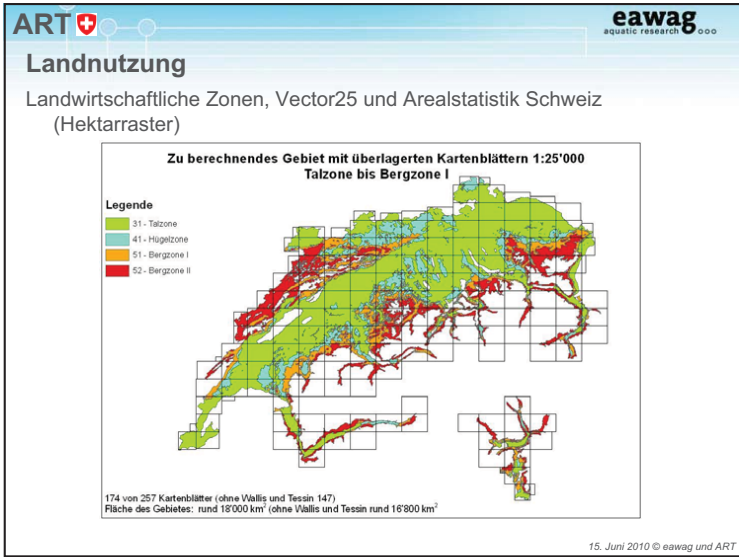
15. Juni 2010 © eawag und ART

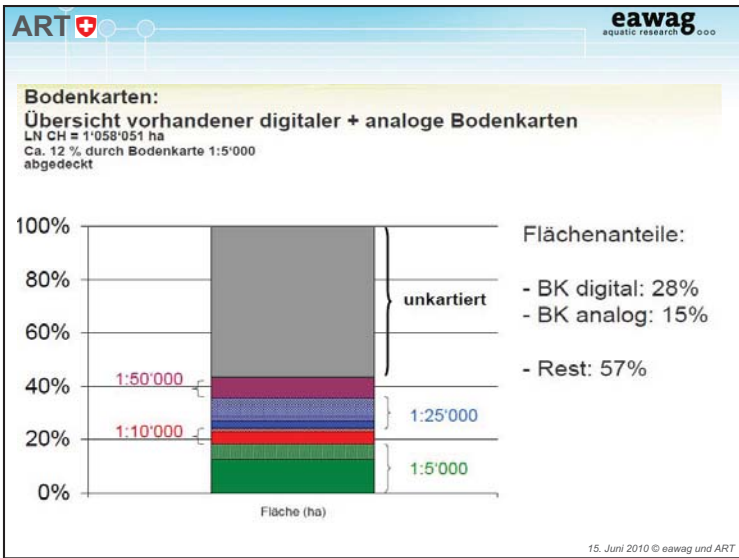
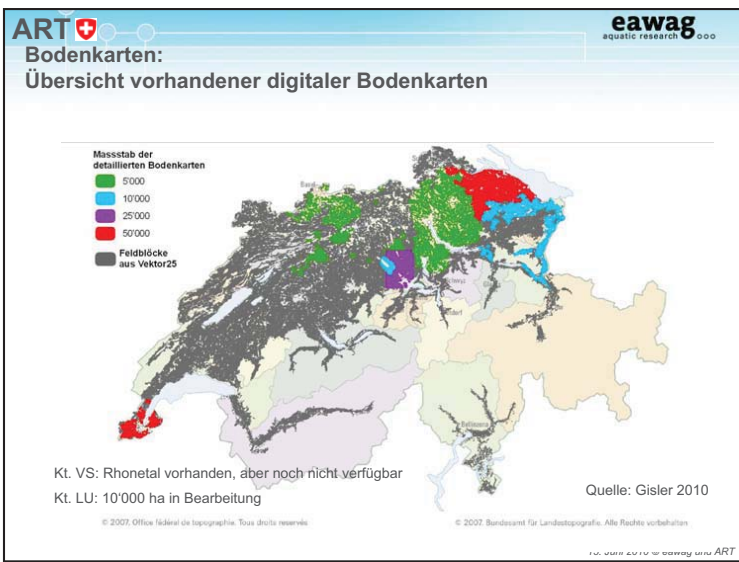
ART  

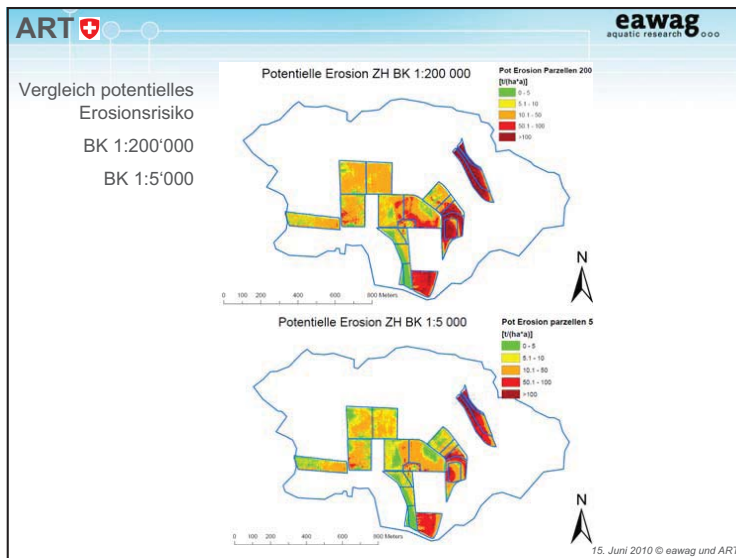
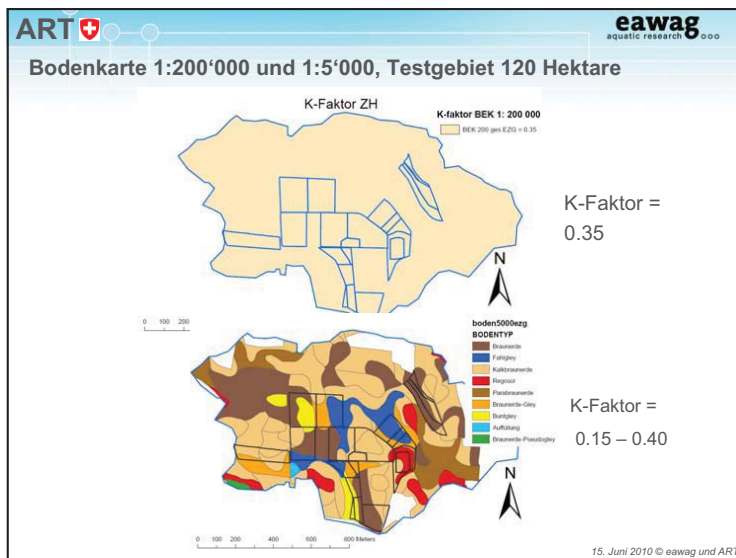
Welche Daten sind schon vorhanden?

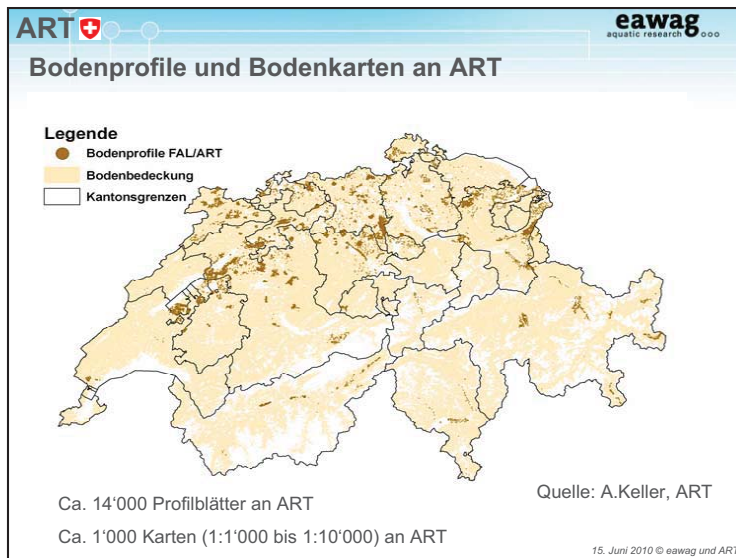
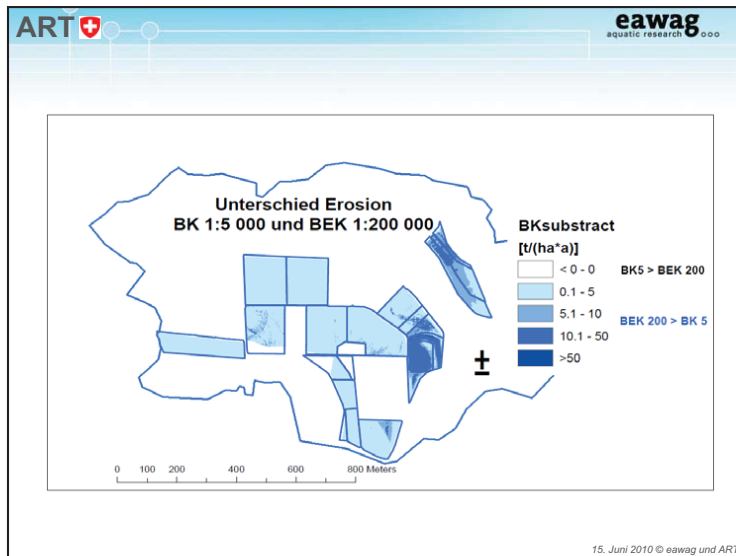
15. Juni 2010 © eawag und ART















ART   **eawag**
aquatic research

Zusätzliche Bodendaten

Unbekannt, was noch vorhanden/nutzbar ist

- Kantone/Gemeinden: (z.B. VD digitalisiert 20'000 Bohrstockdaten)
- Private Büros: ??
- Universitäten: ??
- Wald: WSL??
- Landwirte: ÖLN-Daten (alle 10 Jahre Bodenuntersuchung pro Parzelle)

15. Juni 2010 © eawag und ART



ART   **eawag**
aquatic research

Problem Bodendaten

- Bodenkarten lückenhaft
- Vorhandene Bodendaten sehr heterogen:
 - Räumliche Heterogenität: unterschiedliche Massstäbe, unterschiedliche räumliche Auflösung
 - Geografische Heterogenität: In Ostschweiz wesentlich mehr Bodenkarten vorhanden als in Westschweiz
 - Inhaltliche Heterogenität: Unterschiedliche Parameter erfasst, unterschiedlicher Detaillierungsgrad/Methodik der erfassten Parameter, Übersetzungsschlüssel notwendig

→ **Übergeordnete Koordination notwendig**

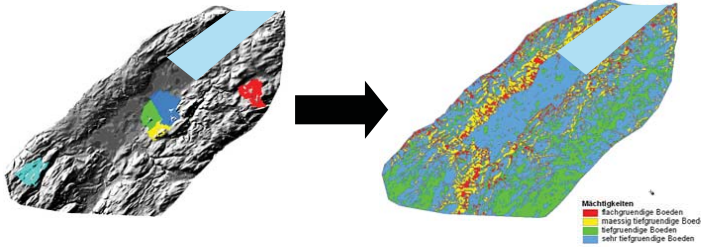
15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research

Digitale Boden(eigenschafts)kartierung


Beispiele:

- Bodenkarte Rheinland Pfalz (5000 km², 1:50'000)
- Humusgehalte Kanton Fribourg
- Schwermetallgehalte Kanton Thurgau
- Pilotkartierung Murtensee





Mächtigkeiten
 Nichtketten
 hochgründige Böden
 mässig tiefgründige Böden
 tiefgründige Böden
 sehr tiefgründige Böden

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag
aquatic research



15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag aquatic research

Zusammenfassung Datengrundlagen

- Digitales Geländemodell, Klimadaten und Landnutzungsdaten sind in ausreichender bis sehr guter Qualität flächendeckend vorhanden.
- Bodendaten in ausreichender Qualität sind nur sehr lückenhaft vorhanden.
- Flächendeckende Bodenkarte ist notwendig, statt klassischer Bodenkarte wäre auch eine Bodenparameterkarte geeignet.
- Methodik zur Erstellung dafür ist vorhanden (digital soil mapping), Datenbasis dafür ist vermutlich ausreichend.

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART   eawag aquatic research



Bodenkarten: Übersicht vorhandener digitaler Bodenkarten

Kanton	Massstab	Gesamtfläche der Bodendaten in ha		Fläche im Feldblockperimeter		Anteil an gesamter LN in %
				in ha	in km ²	
AG	5'000	1'683.54	1'428.45	14.28	0.16	
BL/BS	5'000	21'732.75	17'860.13	178.90	1.97	
LU	5'000	5'809.76	4'011.57	40.12	0.44	
SO	5'000	18'473.90	9'020.09	90.20	1.00	
ZG	5'000	10'580.24	8'782.22	87.82	0.97	
ZH	5'000	70'058.20	64'080.47	640.80	7.07	
Total 5'000		134'338.51	106'212.93	1'052.13	11.61	
LU	10'000	4'611.85	3'625.88	39.26	0.43	
SG	10'000	45'761.89	35'469.29	354.69	3.92	
Total 10'000		50'373.54	39'395.17	393.95	4.35	
LU	25'000	27'928.23	17'307.40	173.07	1.91	
TG	50'000	86'087.89	44'396.89	443.97	4.90	
GE	50'000	17'288.75	11'261.46	112.61	1.24	
Total 50'000		111'284.67	72'965.55	729.66	8.05	
Total		295'996.72	217'573.65	2'175.74	24.02	
Gesamte LN			905'876.88	9'058.77		

Quelle: Gisler 2010

LN CH = 1'058'051 ha
Ca. 12 % durch Bodenkarte 1:5'000 abgedeckt



15. Juni 2010 © eawag und ART



ART  

An ART vorhandene Bodenkarten

Kanton	Masstab	Fläche [ha]	Masstab	Fläche [ha]	Masstab	Fläche [ha]
AG	5'000	9'678	10'000	3'692	25'000	59'800
AI						
AR			10'000	1'593		
BE	5'000	16'815	10'000	1'105	25'000	6'750
FR	5'000	7'451				
GE						
GL						
GR	5'000	1'892	10'000	3'543	25'000	8'000
JU	5'000	8'782			25'000	1'800
NE						
NW						
OW	5'000	650	10'000	589		
SH	5'000	3'606				
SZ	5'000	561				
TG	5'000	770				
TI	5'000	394	10'000	4'000		
UR	5'000	1'300				
VD	5'000	687			25'000	15'000
VS	5'000	4'835	10'000	320		
Schweiz ges.		57'421		14'842		91'350
						163'613

15. Juni 2010 © eawag und ART



- ART**  
- Block 4: Empfehlungen zum weiteren Vorgehen**
- Voraussetzungen für Umsetzung
 - *Wirksamkeit*
 - *Lokalisierbarkeit (Methoden & Daten)*
 - *mögliche Massnahmen*
 - Empfehlungen & Vorschläge
 - Diskussion
15. Juni 2010 © eawag und ART

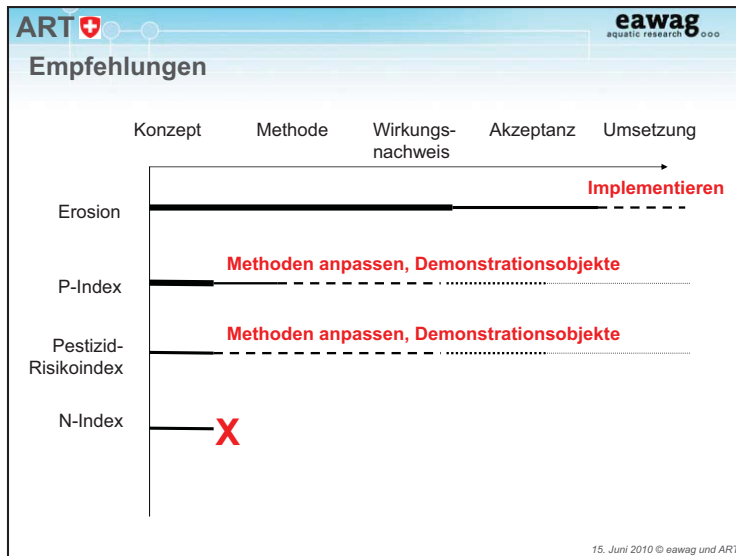
ART  



Einschätzung Machbarkeit

	Konzept	Tools	Validierung	Datengrundlage	Einschätzung
Erosion	+	++	+	(+)	Implementierung Datenbasis verbessern
P	+	++	((+))	(+/-)	Tool-Anpassung Validierung (P _{gelöst} !) Datenbasis verbessern
Pestizide	+	(+)	-	(+/-)	Tool-Anpassung Validierung Datenbasis verbessern
N	-	(+)	-	(+/-)	Konzept nicht weiter verfolgen

15. Juni 2010 © eawag und ART

- ART  
- ### Bestehende Lücken
- Anpassung des P-Index an die Schweizer Verhältnisse
 - Weiterentwicklung der Ansätze für Pflanzenschutzmittel
 - Validierung der Ansätze für Pflanzenschutzmittel und Phosphor
 - Erosionskonzept viel besser abgesichert
- Datengrundlage
- Flächendeckende Bodeninformation
 - Drainagekarten
- Agronomische Konzepte für Umsetzung (Flächenmanagement)
- Beispielbetriebe mit Umsetzung
 - Erprobung von Massnahmen
15. Juni 2010 © eawag und ART



ART   eawag aquatic research

Empfehlungen Erosion: Umsetzung in der Praxis

Beratung:

- Bereitstellung Standortrisikokarten
 - Selbstkontrolle
 - Beratung der Landwirte durch ÖLN-Kontrolleure



Gesetzliche Verordnung:

- Bewirtschaftung, so dass Risiko unter einer bestimmten Stufe liegt (ÖLN)

Anknüpfungspunkte

- Weiterentwicklung Direktzahlungssystem
- Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Empfehlungen P-, Pestizid-Index

Methoden-Entwicklung:

- Empirische Test unter CH-Bedingungen

Prozess-orientierte
Forschung
(z.B. Standortgerechte
Landwirtschaft)
keine Massnahmen

➔

Massnahmen-
Begleitforschung



Akzeptanz:

- praxisrelevante Demonstrationsobjekte unter CH-Bedingungen

Anknüpfungspunkte

- 62a-Projekte

15. Juni 2010 © eawag und ART

ART  

Empfehlungen Datengrundlage

Erstellung einer Bodeneigenschaftskarte 1:5'000 für die CH Landwirtschaftsfläche

Kombination von Feldkartierung + Digitale Bodenkartierung (+ Fernerkundung(?))

Anknüpfungspunkte

- BAFU Strategie Hydrologische Bodeninformation
- NABO
- BiCH
- ...

15. Juni 2010 © eawag und ART

Empfehlungen Massnahmen

Erprobung neuer Flächenbewirtschaftungskonzepte in der Landwirtschaft

Praxisrelevante Testbetriebe

Anknüpfungspunkte

- ProfiCrops
- ...

Literaturverzeichnis

- Agnew, L. J., Lyon, S., Gerard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S., Walter, M. T., 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *J. Environ. Manag.* 78(1), 63-76.
- Andersen, H.E. and Kronvang, B., 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air and Soil Pollution.* 174, 341-353.
- Bechmann, M. and Stålnacke, P. and Kværno, S.H., 2007. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 120, 117-128.
- Beegle, D., Bryant, R., Gburek, W., Kleinman, P., Sharpley, A., Weld, J. 2007. The Pennsylvania Phosphorus Index - Version 2.
http://panutrientmgmt.cas.psu.edu/pdf/phosphorus_index_factsheet.pdf
- Behrens, T. and Scholten, T., 2006. Digital soil mapping in Germany - a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 434-443.
- Behrens, T., Schmidt K., Zhu, A.X. and T. Scholten., 2010. The ConMap approach for terrain-based digital soil mapping. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 133-143.
- Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Landwirtschaft, Bundesamt für Forstwesen. 1980. Bodeneignungskarte der Schweiz.
- Czymmek, K.J., Ketterings, Q.M., Geohring L., 2001. Phosphorus and Agriculture VIII: The New Phosphorus Index for New York State. *What's Cropping Up?* 11(4), 1-3.
- DeLaune, P.B. and Moore, P.A. and Carman, D.E. and Sharpley, A. and Haggard, B. E. and Daniel, T.C., 2004. Evaluation of the phosphorus component in the phosphorus index for pastures. *J. Environ. Qual.* 33, 2192-2200.
- Eghball, B. and Gilley, J.E., 2001. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. *J. Soil Water Conserv.* 56, 202-206.
- Fozzard, I., Doughty, R., Ferrier, R. C., Leatherland, T., Owen, R. 1999. A quality classification for management of Scottish standing waters. *Hydrobiologia.* 395, 433-453.
- 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. 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.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 27 (2), 267-277.
- 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.
- 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.
- Harmel, R. D., Torbert, H. A., Delaune, P. B., Haggard, B. E., Haney, R. L. 2005. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. *J. Soil Water Conserv.* 60 (1), 29-42.
- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F., Andersen, H. E. 2008. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *J. Hydrol.* 349 (1-2), 68-87.
- Hensel, H., Bork, H.-R., 1988. EDV-gestützte Bilanzierung von Erosion und Akkumulation in kleinen Einzugsgebieten unter Verwendung der Modifizierten Universal Soil Loss Equation. *Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 2.2/3*, 107-136.
- Hewlett, J.D., Hibbert, A.R., 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: W.E. Sopper and H.W. Lull, Editors, *International Symposium on Forest Hydrology*, Pergamon Press, Elmsford, NY, 275-290.
- Hughes, K. J. and Magette, W. L. and Kurz, I., 2005. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. *J. Hydrol.* 304, 430-445.
- Jencso, K. G., McGlynn, B. L., Gooseff, M. N., Wondzell, S. M., Bencala, K. E., Marshall, L. A., 2009. Hydrologic connectivity between landscapes and streams: Transferring reach-and plot-scale understanding to the catchment scale. *Water Resour. Res.*, 45, W04428, doi:10.1029/2008WR007225.
- Lemunyon, J. L., Gilbert, R. G. 1993. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment-Tool. *J. Prod. Agric.* 6 (4), 483-486.
- 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 (14), 3835-3841.

- McBratney A. B., Mendonça Santos, M. L., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*. 117, 3-52.
- Murtaugh, P.A., 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications*, 6, 132 - 139.
- Noll, D., Dakhel, N., Burgos, S., 2010. Beurteilung der Transferrisiken von Pestiziden durch Oberflächenabfluss. *Agrarforschung Schweiz* 1 (3), 110-117.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Schnabel, R. R., 1996. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resour. Res.* 32 (6), 1795-1804.
- Prasuhn, V., Liniger, H., Hurni, H., Friedli, S., 2007. Bodenerosions-Gefährdungskarte der Schweiz. *AGRARForschung*, 14 (3), 120-127.
- Schäuble, H., 1999 Erosionsprognosen mit GIS and EDV Ein Vergleich verschiedener Bewertungskonzepte am Beispiel einer Gäulandschaft. Diplomarbeit Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
- Schmocker-Fackel, P., Naef, F., Scherrer, S. 2007. Identifying runoff processes on the plot and catchment scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11 (2), 891-906.
- Sharpley, A., 1995. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 24, 947-951.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Heathwaite, A. L., Gburek, W. J., Weld, J. L., Folmar, G. J. 2008. Integrating contributing areas and indexing phosphorus loss from agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 37 (4), 1488-1496.
- 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).
- Stamm, C., Sermet, R., Leuenberger, J., Wunderli, H., Wydler, H., Flühler, H., Gehre, M. 2002. Multiple tracing of fast transport in a drained grassland soil. *Geoderma*. 109, 245 - 268.
- Srinivasan, M. S., McDowell, R. W. 2009. Identifying critical source areas for water quality: 1. Mapping and validating transport areas in three headwater catchments in Otago, New Zealand. *J. Hydrol.* 379 (1-2), 54-67.
- Tarboton, D.G. 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resour. Res.* 33 (2), 309-319.
- Tuszynski J., 2011. Package 'caTools': Tools: moving window statistics, GIF, Base64, ROC AUC, etc., R-project. <http://cran.r-project.org/web/packages/caTools/caTools.pdf>, pp. 921 - 935.

- Ulén, B., Johansson, G., Kyllmar, K. 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agric. Water Manage.* 49 (3), 197-210.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Handbook 537
- Zraggen, K., Flury, C., Gotsch, N., Rieder, P. 2004. Entwicklung der Landwirtschaft in der Region Greifensee, *AGRARForschung* 11 (10), 434-439.