

Evaluation der stark zur Phosphor-Belastung des Baldeggersees beitragenden Flächen

Autoren: Sebastian Stoll; Cäcilia von Arb; Christof Jörg; Sebastian Kopp; Volker Prasuhn

Danksagung:

Für die Bereitstellung von Daten, inhaltliche Diskussionen und Beiträge sowie für die Unterstützung bei der Feld- und Laborarbeit danken wir:

Franz Stadelmann (LAWA Luzern)

Robert Lovas und Ernst Butscher (UWE Luzern)

Emmanuel Frossard (ETHZ)

Christian Stamm, Beat Müller (EAWAG)

Armin Keller, Réne Flisch, Juliane Hirte, Ernst Spiess, Walter Richner (Agroscope)

AuA Labor (EAWAG)

Labor Reckenholz (Agroscope)

Landwirte und Landwirtinnen im Einzugsgebiet Obere Ron, insbesondere Bernhard Hüsler, Roland Wicki und Pius & Roman Fleischli

Begleitgruppe Phosphorprojekt:

Badertscher, Ruth (BLW Bern)

Böbner, Christoph (LAWA Luzern)

Ehrenbold, Samuel (Pro Natura Luzern)

Frossard, Emmanuel (ETH Zürich)

Furrer, Stephan (Qualinova AG)

Göggel, Werner (UWE Luzern)

Höltschi, Markus (BBZN Hohenrain)

Koller, Balz (Gemeindeverband Sempachersee)

Lovas, Robert (UWE Luzern)

Lütolf, Jakob (Luzerner Bäuerinnen- und Bauernverband LBV)

Meyer, Thomas (LAWA Luzern)

Moser, Roland (Gemeindeverband Baldegger- und Hallwilersee)

Müller, Beat (EAWAG Kastanienbaum)

Müller, Bernhard (Landwirt)

Prasuhn, Volker (Agroscope Reckenholz)

Schöpfer, Urs (Landwirt)

Soltermann, Fabian (BAFU Bern)

Stadelmann, Franz (LAWA Luzern)

Stamm, Christian (EAWAG Dübendorf)

Wiederkehr, Thomas (Landwirt)

Inhalt

Zusammenfassung	5
1 Einleitung	8
1.1 Ausgangslage / Hintergrund	8
1.2 Auftrag	9
1.3 Konzept «Beitragende Flächen»	9
2 Charakterisierung Einzugsgebiet Baldeggersee	11
2.1 Kennzahlen Einzugsgebiet	11
2.2 Phosphorproblematik Baldeggersee	14
2.3 Seevertrag und Einzelmassnahmen	18
2.4 Entwicklung der P-Bilanzen der Betriebe und der P-Gehalte im Boden seit dem Projektbeginn	19
3 Kantonale Wasserqualitätsmessungen	23
3.1 P-Jahresfracht	23
3.2 Jahreszeitlicher Verlauf der P-Fracht	26
4 Phosphor im Boden	30
4.1 Ausgangslage	30
4.1.1 Nationale und kantonale Regelungen	30
4.1.2 Landwirtschaft im Einzugsgebiet	31
4.2 Methodik	31
4.2.1 Extraktionsmethoden in der Schweiz	32
4.2.2 P-Versorgungsklassen	32
4.2.3 Ammoniumacetat-EDTA-Methode	32
4.2.4 CO ₂ -Methode	33
4.2.5 Probenahme	34
4.3 Übersicht P-Boden-Daten Einzugsgebiet	34
4.3.1 Empfehlung P-Extraktionsmethode	38
4.3.2 Inhaltliche Auswertung nach CO ₂ -Methode	39
4.3.3 Boden-P-Karte	41
5 Feldarbeiten	45
5.1 Testeinzugsgebiet «Obere Ron»	45
5.2 Automatische Probennehmer	47
5.2.1 Methodik Ereignisbeprobungen	49
5.2.2 Ergebnisse Ereignisbeprobungen	54
5.3 Oberflächenabflusssammler	56
5.4 Beprobung Zuleitungen	58
5.4.1 Funktion und Ursprung der Zuleitungen	60
5.4.2 Ergebnisse Zuleitungsbeprobung	61
5.4.3 Jahresfracht der Zuleitungen	62
6 Konnektivität	65

6.1	Gewässeranschlusskarte (GAK)	65
6.2	Drainagekarte	66
6.2.1	Konzept Drainagekarte	67
6.2.2	Daten Drainagekarte	67
6.2.3	Ergebnisse Drainagekarte	68
6.3	Fazit Konnektivität	69
7	Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modell	71
7.1	Modellbeschrieb	71
7.2	Erweiterungen	72
7.3	Kalibrierung	73
7.4	Evaluierung	75
7.4.1	Evaluierung Abfluss	75
7.4.2	Evaluierung Phosphor	76
7.5	Hydrologische Risikoflächen	77
7.6	P-Szenarien	81
8	Bewertung der Prozesse	84
8.1	Oberflächenabfluss und direkte Gülleabschwemmung	84
8.2	Abflüsse aus Zuleitungen (Drainagen und andere)	85
8.3	Andere Abflüsse	85
8.4	Beitragende Flächen	86
9	P-Abreicherung im Boden	90
9.1	Literaturstudie	90
9.2	Berechnung	93
9.3	Ergebnisse P-Abreicherung	97
9.4	Fazit P-Abreicherung im Boden	99
10	Massnahmen zur Verminderung der P-Einträge	100
10.1	Ausgangslage	100
10.2	Beurteilung möglicher Massnahmen anhand des Konzeptes der beitragenden Flächen	101
10.3	Beurteilung möglicher Massnahmen anhand der Eintragspfade und -Prozesse	102
10.4	Mögliche Massnahmen	106
10.4.1	Extensivierung bzw. Nulldüngung von landwirtschaftlichen Nutzflächen	106
10.4.2	Hofdünger-Exporte erhöhen und Gülleseparierung	106
10.4.3	Reduktion der Tierzahlen bzw. DGVE	107
10.4.4	Verschärfung der Suisse-Bilanz	109
10.4.5	Einführung von Bilanzen auf Schlagebene mit Berücksichtigung der P-Versorgung des Bodens	110
10.4.6	Einführung der Hoftorbilanz	112
10.5	Fazit Massnahmen	113
11	Monitoring bzw. Erfolgskontrolle	116
	Literaturverzeichnis	119

<u>Anhang</u>	<i>i</i>
<u>Anhang zu Kapitel 2</u>	<i>i</i>
<u>Anhang zu Kapitel 4</u>	<i>v</i>
<u>Anhang zu Kapitel 5</u>	<i>vii</i>
<u>Anhang zu Kapitel 7</u>	<i>xx</i>
<u>Anhang zu Kapitel 9</u>	<i>xxi</i>

Zusammenfassung

Die Phosphor- (P) -einträge in den Baldeggersee sind nach wie vor zu hoch. Die mittlere tolerierbare algenwirksame P-Fracht in den Baldeggersee beträgt 2'200 kg P/Jahr, die aktuellen P-Einträge (2012 - 2016) liegen bei 3'888 kg P/Jahr. Mit dem vorliegenden Forschungsbericht soll aufgezeigt werden, mit welchen Massnahmen die mittleren algenwirksamen P-Frachten aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees halbiert werden können. Basierend auf dem Konzept der «Beitragenden Flächen» sollen dazu die Flächen und Transportwege, die in hohem Masse zum P-Eintrag in die Gewässer beitragen, identifiziert werden. Die Resultate des Forschungsprojektes sollen als Grundlage zur Erarbeitung eines Phosphorprojektes nach Art. 62a Gewässerschutzgesetz dienen.

Die zur Gewässerbelastung beitragenden Flächen müssen drei Kriterien erfüllen. Flächen gelten als beitragend, wenn sie eine Stoffquelle haben, hydrologisch aktiv sind und einen Gewässeranschluss besitzen. Die räumliche Stoffquelle ist für die behandelte Fragestellung der pflanzenverfügbare P-Gehalt des Bodens. Hydrologisch aktive Flächen neigen aufgrund von Boden- und Topographieeigenschaften zu Oberflächenabfluss und schnellem unterirdischen Abfluss. Die Verbindung zum Gewässernetz kann direkt, indirekt über Strassenentwässerungen, oder über Drainagen erfolgen. Methodisch wurde das Konzept der beitragenden Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees durch Feldmessungen und Modellierungen evaluiert und umgesetzt.

Für die Feldmessungen wurde das Einzugsgebiet der Oberen Ron (3,6 km²) ausgewählt. An den drei von uns eingerichteten Pegelmessstationen gab es kaum Unterschiede hinsichtlich der gemessenen P-Konzentrationen und P-Frachten. Die Auswertungen zur Abfluss- und P-Dynamik zeigen, dass Drainageabfluss und andere schnelle unterirdische Abflussprozesse am wichtigsten sind. Oberflächenabfluss hat ausser bei Extremereignissen nur eine geringe Bedeutung. Mit den eingesetzten Oberflächenabflusssammlern konnte nur in einem Fall Oberflächenabfluss nachgewiesen werden. Wir schätzen den Anteil von Oberflächenabfluss und direkter Gülleabschwemmung an der gesamten algenwirksamen P-Fracht der Fliessgewässer zum Baldeggersee auf 10 - 30 %. Insgesamt 87 Zuleitungen wurden auf einer Fliesslänge von 4 km kartiert, von denen 19 während hohen Abflüssen beprobt wurden. Die berechnete mittlere Jahresfracht pro Zuleitung betrug 1,6 kg P, bei einem Maximalwert von 7,7 kg P. Daraus wurde eine P-Fracht für alle Zuleitungen im Einzugsgebiet des Baldeggersees berechnet, die etwa 50 - 70 % der algenwirksamen P-Fracht aller Zuflüsse beträgt. Den Anteil der anderen Abflüsse (Quell- und Grundwasser sowie Interflow direkt in ein Gewässer) schätzen wir auf 10 - 30 %.

Bezüglich der räumlichen Stoffquelle liegen in der Oberen Ron über die Hälfte der düngbaren Flächen (57 %) in der P-Versorgungsklasse E und der flächengewichtete Mittelwert der CO₂-P-Testzahl beträgt 21,8. Im gesamten Einzugsgebiet des Baldeggersees liegen 60 % der Naturwiesenflächen in der P-Versorgungsklasse E und der Median der CO₂-P Gehalte der Böden mit Naturwiese liegt bei einer P-Testzahl von 19,9. Mit unserem Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modell wurde untersucht, wie gross der Einfluss der Boden-P-Gehalte auf die P-Fracht ist und wie weit die P-Gehalte verringert werden müssten, um eine Halbierung der P-Fracht in den Zuflüssen zu erzielen. Für das gesamte Einzugsgebiet des Baldeggersees wurde ein Zielwert bzw. tolerierbarer Wert für die CO₂-P-Testzahl von 10,0 bestimmt. Der Zielwert liegt damit an der Grenze zwischen den P-Versorgungsklassen C und D.

Die Konnektivität wurde einerseits über die bestehende Gewässeranschlusskarte ermittelt, andererseits wurde mittels «Machine Learning» eine Drainagekarte erstellt. Der oberflächliche Gewässeranschluss im Einzugsbiet des Baldeggersees beträgt 51 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN), der drainierte Flächenanteil liegt bei 11 %. Somit sind fast zwei Drittel der LN an ein Gewässer angeschlossen.

Zur Ermittlung der hydrologischen Aktivität wurde das bestehende dynamische Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modell erweitert, neu kalibriert und validiert. Es wurden hydrologischen Risikokarten für drei typische Niederschlagsereignisse erstellt. Während des kleinen Ereignisses waren mehr als die Hälfte (56 %) der LN hydrologisch aktiv, beim mittleren Ereignis 69 % und beim grossen Ereignis 83 %.

Die räumliche Stoffquelle, die hydrologische Aktivität und die Konnektivität wurden für das Einzugsgebiet des Baldeggersees klassiert und zu einem P-Index verrechnet. In der Oberen Ron weisen 14,4 % der klassierten Flächen ein sehr hohes, 23,3 % ein hohes und 29,3 % ein mittleres Risiko für P-Verluste gemäss P-Index auf. Insgesamt haben also 67,0 % der klassierten LN einen so hohen P-Index, dass sie als beitragende Flächen betrachtet werden können. Für das gesamte Einzugsgebiet des Baldeggersees dürften rund 55,0 % der LN als beitragende Flächen gemäss obiger Risikoklassierung eingestuft werden.

Um abzuschätzen, wie sich P-Bilanzsalden unterschiedlicher Höhe längerfristig auf den Boden-P-Gehalt auswirken, wurden verschiedene Abnahmeszenarien mit einem Modell berechnet. Die Modellierung soll die Anzahl Jahre angeben, welche benötigt werden, um eine Fläche von ihrer aktuellen Boden-P-Konzentration ($\text{CO}_2\text{-P}$) auf einen für Oberflächengewässer unbedenklichen Zielwert (P-Testzahl 10,0) abzureichern. Wenn der Median (19,9) der P-Testzahlen der Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees als Anfangswert gesetzt wird, wäre eine Erreichung des Zielwerts bei eines P-Deckungsgrads von 90 % (ohne jegliche Toleranzen und Abzüge) nach 30 Jahren zu erwarten, bei einer P-Testzahl von 30 nach 60 Jahren. Eine Reduktion des P-Deckungsgrads von 90 % auf 80 % würde eine Halbierung obiger Abreicherungszeit ergeben. Da die Abnahmerate von der Anfangskonzentration des verfügbaren P abhängt, tragen Massnahmen auf Flächen mit starker Überversorgung (Klasse E) überproportional zur Reduktion der P-Frachten bei.

Die Idee des Konzeptes der beitragenden Flächen, dass nur wenige Flächen massgeblich zur P-Belastung beitragen und die P-Fracht mit gezielten Massnahmen auf diesen Flächen markant reduziert werden kann, hat sich für das Einzugsgebiet des Baldeggersees nicht bestätigt. Wenn rund 55 % der Flächen beitragend sind, sind auch auf einem entsprechend grossen Flächenanteil Massnahmen zur Verringerung der P-Einträge notwendig. Das grösste Reduktionspotential besteht bei der räumlichen Stoffquelle – dem P-Gehalt der Böden. Bei der hydrologischen Aktivität und der Konnektivität gibt es nur ein geringes Reduktionspotential. Bei den Sanierungen von Zuleitungen mit Punktquellen rechnen wir mit einem Reduktionspotential von etwa 500 kg P/Jahr und bei Massnahmen im Bereich direkter Gülleabschwemmung von etwa 100 kg P/Jahr. Um den Eintragspfad über Oberflächenabfluss, Drainagen und Interflow von mit P hoch- oder Überversorgten Böden zu reduzieren, ist der P-Input auf diesen Flächen deutlich zu reduzieren. Dazu müssen diese Flächen eindeutig identifiziert werden. Entsprechend sind P-Bodendaten mittels CO_2 -Methode regelmässig zu erheben.

Folgende Massnahmen wurden diskutiert und bewertet: Extensivierung bzw. Nulldüngung von landwirtschaftlichen Nutzflächen; Erhöhung der Hofdünger-Exporte und Gülleseparierung; Reduktion der Tierzahlen bzw. DGVE; Verschärfung der Suisse-Bilanz; Einführung von Bilanzen auf Schlagebene mit Berücksichtigung der P-Versorgung des Bodens; Einführung der Hoftorbilanz. Alle diese Massnahmen sind eng miteinander verbunden und kaum losgelöst voneinander zu betrachten. Eine Ergänzung der Suisse-Bilanz mit einem Düngungsplan könnte unserer Meinung nach den Ansprüchen im Einzugsgebiet des Baldeggersees am ehesten gerecht werden. Die genaue Ausgestaltung einer solchen erweiterten Suisse-Bilanz bezüglich flächenspezifischen P-Restriktionen hängt vor allem auch vom gewählten Zeithorizont ab, in dem die P-Abreicherung erreicht werden soll.

Zum Schluss des Berichtes werden Empfehlungen für ein Monitoring zur Wirkung der vorgeschlagenen Massnahmen bzw. zur Erfolgskontrolle gemacht.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage / Hintergrund

Das «Phosphorprojekt der Mittellandseen des Kantons Luzern» wurde 1999 als Pilotprojekt zur Reduktion der Phosphor- (P) -einträge durch die Landwirtschaft am Sempachersee gestartet. Dieses Projekt wurde im Jahr 2000 auf den Baldeggersee und im Jahr 2001 auf den Hallwilersee ausgeweitet (Stadelmann et al., 2014; Kt. Luzern, 2000) (*Phase I*). Die *Phase II* des P-Projektes dauerte bis Ende 2010 und wurde in Absprache mit dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) als *Phase II plus* bis 2014 verlängert. Im Zeitraum von 2015 bis 2018 wurde das Projekt grundsätzlich überarbeitet (Übergangsphase) und soll mit einer neuen Ausrichtung ab 2019 in die *Phase III* überführt werden. Im September 2014 wurde ein Workshop über die Weiterführung des P-Projektes mit Beteiligung von Bund (BLW; Bundesamt für Umwelt (BAFU)), Kantonaler Verwaltung (Dienststelle Landwirtschaft und Wald, Kanton Luzern (LAWA); Dienststelle Umwelt und Energie, Kanton Luzern (UWE); Berufsbildungszentrum Natur und Ernährung Sursee (BBZN)), Interessenvertretern (Gemeindeverband Sempachersee, Gemeindeverband Baldegger- und Hallwilersee, Pro Natura, Bird Life, Kontrollorganisation), Fachpersonen (Eidgenössisch-Technische Hochschule, Zürich (ETHZ); Agroscope; Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)) und betroffenen Landwirtinnen und Landwirten durchgeführt.

Basierend auf den Ergebnissen dieses Workshops hat im Dezember 2014 der Vorsteher des Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartments des Kantons Luzern die Strategie zur Verminderung der P-Belastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft beschlossen. Die Strategie sieht eine Überführung des bestehenden P-Projektes ab 2019 in eine *Phase III* vor. Die Zielsetzungen für diese *Phase III* lauten:

- **P-Konzentration < 25 mg pro Kubikmeter Seewasser**
- **P-Frachten sind unter der tolerierbaren Menge**
- **effektiver und effizienter Mitteleinsatz (öffentlicher Gelder)**

Zur Erreichung dieser Ziele sieht die Strategie eine Fokussierung der Massnahmen auf die stark P-beitragenden Flächen vor. Einige langfristige Ziele der Sanierung der Mittellandseen (Sauerstoffgehalt >4 mg/l ohne Sommer-Belüftung, nur Zirkulationshilfe im Winter; Sauerstoff im Sediment vorhanden; natürliche Entwicklung von Felcheneiern) können aber während der *Phase III* des P-Projektes, insbesondere für den Baldeggersee, nicht erreicht werden.

Das LAWA Luzern hat basierend auf dieser Strategie ein «Konzept zur Erarbeitung der Phosphorprojekte *Phase III*» (LAWA, 2015a) in enger Zusammenarbeit mit BLW und BAFU erstellt, um das bestehende P-Projekt nach GSchG Art. 62a (SR 814.20) in ein Ressourcenprojekt nach Art. 77a LwG (SR 910.1) zu überführen. Dazu wurde ein «Forschungsprojekt Evaluierung stark beitragender Flächen» vom LAWA ausgeschrieben. Die Ziele des Forschungsprojektes wurden in mehreren Workshops erarbeitet, an denen neben dem Projektteam auch Vertreter von BLW, BAFU, LAWA, UWE, BBZN u.a. teilgenommen haben. Ein ausführliches Pflichtenheft mit Leistungsbeschreibung wurde erstellt (LAWA, 2015b).

Gleichzeitig sollen die Ergebnisse einen Beitrag zur Einhaltung der gesetzlichen Anforderungen bezüglich Phosphor gemäss GSchV, Anhang 2 (SR 814.201) und Umweltziele Landwirtschaft (BAFU & BLW, 2016) liefern.

1.2 Auftrag

Das Forschungsprojekt soll folgende Resultate liefern (LAWA, 2015b):

- Aufzeigen, mit welchen Massnahmen die **langjährigen mittleren landwirtschaftsbedingten und algenwirksamen P-Frachten** aus dem Einzugsgebiet (EZG) des Baldeggersees **halbiert** werden können.
- Aufzeigen einer Methodik zur **Identifikation der Flächen, die in hohem Masse zum P-Eintrag** in die Gewässer und Mittellandseen **beitragen** und Bestimmung dieser Flächen im Pilotgebiet.
- Beurteilung von neuen und bestehenden **Massnahmen** hinsichtlich der Wirkung und der Umsetzbarkeit auf den beitragenden Flächen.
- Entwicklung und Etablierung eines **Monitorings** zur Wirkung der Massnahmen. Das Monitoring soll im Rahmen eines Ressourcenprojektes und darüber hinaus umgesetzt werden können.

Im Verlauf des Forschungsprojektes wurde die Idee, das bestehende P-Projekt nach GSchG Art. 62a (SR 814.20) in ein Ressourcenprojekt nach Art. 77a LwG (SR 910.1) zu überführen, revidiert. Die Resultate des Forschungsprojektes sollen als Grundlage zur Erarbeitung eines neuen P-Projektes nach Art. 62a GSchG (SR 814.20), welches nachhaltig und kosteneffizient die P-Frachten aus der Landwirtschaft in die Mittellandseen reduzieren soll, dienen.

Der vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse des Forschungsprojektes zusammen.

1.3 Konzept «Beitragende Flächen»

Flächen mit grossem Verlustpotential werden als zur Gewässerbelastung *beitragende Flächen* (BF) (engl.: *critical source areas*, *contributing areas* oder *hydrologically sensitive areas*) bezeichnet. Flächen sind dann *beitragende Flächen*, wenn sie hydrologisch aktiv und mit dem Gewässernetz verbunden sind (Konnektivität), sowie zusätzlich eine Stoffquelle vorhanden ist (Frey et al., 2011a; Stamm et al., 2012). Nur wenn alle drei Kriterien erfüllt sind, handelt es sich um eine beitragende Fläche. Entsprechend bildet die Schnittmenge der drei Kreise in Abbildung 1 die beitragenden Flächen ab. In der wissenschaftlichen Literatur ist dieses Konzept weit verbreitet. Eine von Frey et al. (2011b) durchgeführte Literaturrecherche hat ergeben, dass das Konzept der *beitragenden Flächen* für Erosion, P- und PSM-Verluste empirisch erhärtet ist. Die vorhandenen Literaturdaten zeigten, dass in vielen Fällen ca. 80 % der Verluste von rund 20 % der Fläche stammten. Willmann (2015) hat für das vorliegende Projekt den aktuellen Wissensstand zur Bestimmung der zur Gewässerbelastung der Schweizer Mittellandseen beitragenden Flächen zusammengestellt.

Basierend auf diesen Annahmen wurde auch für das Einzugsgebiet des Baldeggersees folgende Hypothese aufgestellt: rund 20 % der Flächen verursachen den überwiegenden Teil der P-Fracht. Kann man diese Flächen eindeutig identifizieren und gezielt Massnahmen auf diesen Flächen ergreifen, kann die P-Fracht deutlich und effizient reduziert werden. Statt flächendeckender Massnahmen (Giesskannenprinzip) stehen also standortspezifische Massnahmen im Vordergrund. Die Anzahl beitragender Flächen (Schnittmenge in Abbildung 1) sollte verkleinert werden. Die räumliche Stoffquelle ist der pflanzenverfügbare P-Gehalt des Bodens und die

ausgebrachte Güllemenge. Hydrologisch aktive Flächen neigen aufgrund von Boden- und Topographieeigenschaften zu Oberflächenabfluss und schnellem unterirdischen Abfluss. Die Verbindung zum Gewässernetz kann direkt, indirekt über Strassenentwässerungen, oder über Drainagen erfolgen. Nur wenn alle drei Kriterien (Konnektivität, hydrologische Aktivität, räumliche Stoffquelle) erfüllt sind, spricht man von einer beitragenden Fläche. Die idealisierte Vorstellung war, dass alle drei Kriterien etwa gleichbedeutend sind und dass alle drei Kriterien etwa gleich stark durch Massnahmen vermindert werden können (Abbildung 1).

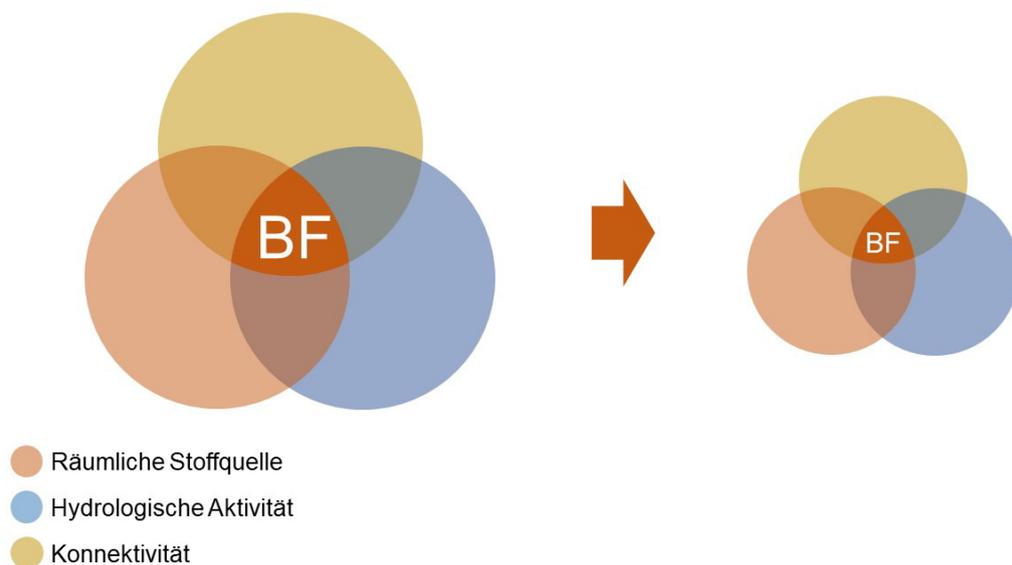


Abbildung 1: Konzept der beitragenden Flächen. Die Schnittmenge der drei Kreise bildet die 20 % der zur Gewässerbelastung beitragenden Flächen (BF) ab (links). Mittels Massnahmen soll der Anteil beitragender Flächen verkleinert werden (rechts).

Methodisch soll das Konzept der beitragenden Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees folgendermassen überprüft bzw. umgesetzt werden:

1. Gezielte Messungen von P-Konzentrationen und -frachten über 2 Jahre (2017 und 2018) in zusätzlichen, kleinen Gewässerabschnitten mit unterschiedlicher Nutzung mittels automatischer Wasserprobennehmern, in Zuleitungs- und Drainagerohren von Flächen mit verschiedener Nutzung bzw. unterschiedlicher vermuteter P-Belastungsquelle mittels Handproben, und von Oberflächenabfluss von verschiedenen Graslandflächen mittels Oberflächenabflusssammlern (Kap. 5).
2. Auswertung bestehender kantonaler Daten zur Wasserqualität und zu den P-Gehalten im Boden in den verschiedenen Einzugsgebieten des Baldeggersees (Kap. 3).
3. Auswertung von Bodenproben zur Bestimmung der Gehalte an verfügbarem P der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees (Kap. 4).
4. Ermittlung der Konnektivität im Einzugsgebiet des Baldeggersees (Kap. 6).
5. Modellierung der Abflussprozesse und P-Einträge in die Zuflüsse und Erfassung der hydrologischen Risikoflächen (Kap. 7).

Des Weiteren wurden Interviews mit allen 18 Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern im Einzugsgebiet der Oberen Ron durchgeführt. Diese gaben Einblicke in die Suisse-Bilanz, Boden-P-Gehalte, das Wiesenjournal und die Feldkalender sowie Auskünfte zu den Drainagen und zur Zuordnung der Schläge.

2 Charakterisierung Einzugsgebiet Baldeggersee

2.1 Kennzahlen Einzugsgebiet

Abbildung 2 gibt einen Überblick über das Einzugsgebiet mit den verschiedenen Teileinzugsgebieten. Weitere Übersichtskarten finden sich im Anhang 2 zu den Themen:

- Höhenlage (digitales Geländemodell) (Abbildung I)
- Niederschlagsverteilung (Abbildung II)
- Geologie (Abbildung III)
- Bodentypen (Abbildung IV)
- Bodenwasserhaushaltsklassen (Abbildung V)
- Hydrological Response Units (HRU) (Abbildung VI)
- Erosionsrisikokarte (Abbildung VII)

Gewässeranschlusskarte (Abbildung VIII)

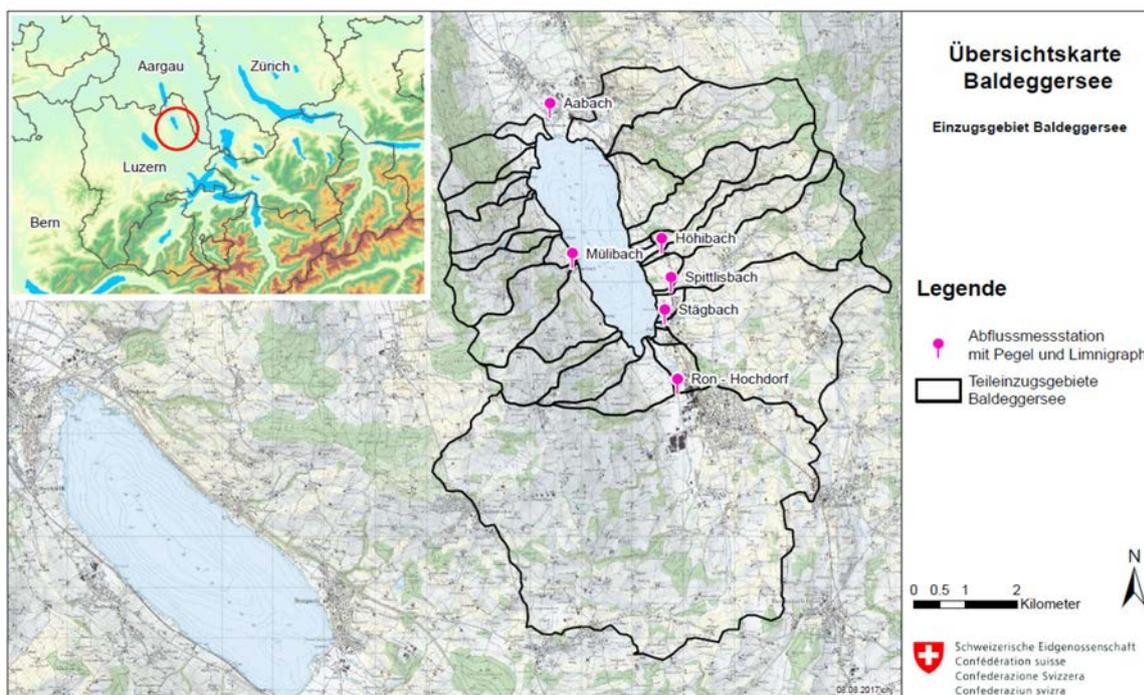


Abbildung 2: Lage des Baldeggersees und Karte des Einzugsgebietes des Baldeggersees mit Bacheinzugsgebieten und Pegelmessstationen.

Das Einzugsgebiet des Baldeggersees umfasst eine Gesamtfläche von 73 km². Tabelle 1 gibt einen Überblick über die hydrografischen Kennzahlen. Die dominierende Landnutzung im Gebiet ist mit 69 % die Landwirtschaft, welche von intensiv genutztem Grasland inklusive Kunstwiesen (41 % der Gesamtfläche) geprägt ist (Abbildung 3). 22 % der Einzugsgebietsfläche sind offenes Ackerland, 14 % Wald, 7 % Siedlungs- und Verkehrsflächen und 5 % extensiv

genutzte Wiesen. Ausführlichere Beschreibungen des Einzugsgebietes finden sich in Herzog (2005); Stadelmann et al. (2002); BAFU (2016) und Kt. Luzern (2000).

Tabelle 1: Hydrographische Kenndaten des Baldeggersees (Quelle: Herzog (2005)).

Einzugsgebiet (ohne See)	67,8	km ²
Seeoberfläche	5,2	km ²
Seevolumen	0,173	km ³
Höhe über Meer des Einzugsgebietes	463 - 862	m ü M.
Maximale Tiefe	66	m
Mittlere Tiefe	33	m
Maximale Länge	4,8	km
Maximale Breite	1,6	km
Mittlerer Abfluss Aabach (1976 - 2004)	1,3	m ³ /s
Mittlere Wasseraufenthaltszeit	4,2	Jahre
Mittlere jährliche Niederschlagshöhe (1976 - 2004)	1143	mm

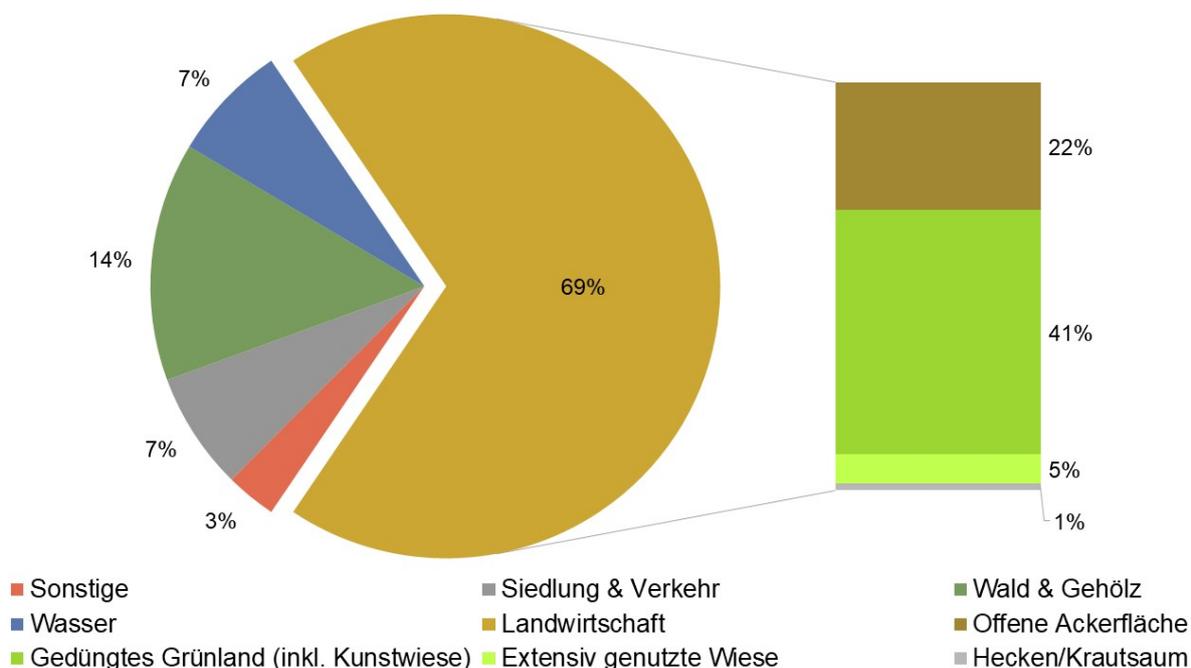


Abbildung 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet des Baldeggersees im Jahr 2004 (Quelle: schriftliche Mitteilung F. Stadelmann, LAWA Luzern, UWE (2018)).

In Tabelle 2 sind die Kenngrößen der Nährstoffbilanzen aller Betriebe für das Jahr 2017 zusammengestellt. Die Daten wurden im Rahmen von kantonalen Erhebungen gewonnen und wurden uns schriftlich durch F. Stadelmann, LAWA Luzern, übermittelt. Der P-Bedarf (offenes Ackerland, Grasland) und der P-Anfall durch die Nutztiere wurde aus den Referenzzahlen der GRUD (Flisch et al., 2017; Huguenin et al., 2017) berechnet.

Tabelle 2: Kenngrößen der Nährstoffbilanzen aller Betriebe im Einzugsgebiet des Baldeggersees 2017 Quelle: Kantonale Daten übermittelt durch F. Stadelmann, LAWA Luzern und eigene Berechnungen auf Grundlage von Huguenin et al. (2017) und Sinaj et al. (2017), dF = düngbare Fläche.

	Fläche		P-Bedarf		Tierzahl		P-Anfall				P-Bilanz	
	[ha]	[%]	[kg P/a]	[%]	[]	[GVE]	[kg P /Tier/a]	[kg P /a]	[kg P /ha dF]	[%]	[kg P /a]	[%]
Offenes Ackerland	1'584	31										
Gedüngtes Grasland*	3'023	60										
Extensiv genutzte Wiese	370	7										
Hecken/Krautsaum	81	2										
Total LN	5'058											
P-Bedarf Ackerland			60'209	34								
P-Bedarf Grasland			116'388	66								
P-Bedarf Total			176'597									
Rinder					7'088	7'088	17,0	120'501	26,2	68,9		
Schweine					23'451	3'987	1,6	37'522	8,1	21,4		
Nutzgeflügel					59'305	593	0,2	11'861	2,6	6,8		
Pferde					247	173	10,0	2'468	0,5	1,4		
Schafe					568	142	3,7	2'101	0,5	1,2		
Ziegen					93	19	2,5	234	0,1	0,1		
Übrige					327	22	0,7	276	0,1	0,2		
Tierzahl Total						12'023						
Tierzahl / ha LN						2,4						
P-Anfall Total							174'962	38,0				
Bilanz ohne Wegfuhr											-1'635	99
P-Wegfuhr			28'963									
Bilanz mit Wegfuhr											-30'598	83

*inkl. Kunstwiese

Zwei Drittel des P-Bedarfs von 176'597 kg P fällt auf das Grasland, ein Drittel auf das offene Ackerland. Der P-Anfall stammt zu 69 % aus der Rinder-, zu 21 % aus der Schweine- und zu 7 % aus der Geflügelhaltung. Der P-Anfall ist mit 174'962 kg P rund 1 % geringer als der P-Bedarf. 28'963 kg P bzw. 17 % vom P-Anfall werden aus dem Einzugsgebiet exportiert (Hofdüngerabnahmeverträge). Unter Berücksichtigung dieser Hofdüngerexporte beträgt der P-Eigenversorgungsgrad für das Einzugsgebiet 83 % (Prozentuale Deckung des Bedarfs durch den Netto-Anfall). Dies ergibt ein mittleres Defizit von 6,64 kg P pro Hektare düngbarer Fläche. Obwohl diese Berechnungen keine Zukäufe an Dünge- und Futtermitteln berücksichtigen, stimmen die Zahlen gut mit Betriebsdaten von Landwirtinnen und Landwirten aus dem Einzugsgebiet der Oberen Ron überein. Die Suisse-Bilanzen der Betriebe liegen laut Angaben der Landwirtinnen und Landwirten zwischen 76 und 104 %, wobei der Mittelwert 86 % beträgt.

Die Entwicklungen der Tierzahlen im Kanton Luzern zeigt Tabelle 3. Der Rindviehbestand hat in den letzten Jahren leicht abgenommen, der Schweinebestand leicht zugenommen. Beim Geflügel gab es eine starke Zunahme. Mit 2,2 Grossvieheinheiten pro Hektare landwirtschaftlich genutzte Fläche (GVE/ha LN) im Jahr 1999 wies das Einzugsgebiet des Baldeggersees gemäss BAFU (2016) den zweithöchsten Viehbestand aller Schweizer Seen auf. Mittlerweile ist die GVE-Dichte noch leicht gestiegen auf rund 2,4 GVE/ha LN (siehe Tabelle 4).

Tabelle 3: Entwicklung der Nutztierbestände im Kanton Luzern (Quelle: BFS (2017)).

Jahr	Rindvieh	Schweine	Geflügel	Schafe	Ziegen	Pferde
2000	141'894	383'247	693'077	15'759	3'106	3'470
2005	144'722	426'111	848'102	18'224	4'686	3'963
2010	151'076	423'185	941'746	18'441	4'525	4'351
2015	147'690	431'354	1'131'856	15'267	3'954	3'967
2017	149'277	430'551	1'119'107	15'950	4'329	4'075
Δ 2000 - 2017	+ 5,2 %	+ 12,3 %	+ 61,5 %	+ 1,2 %	+ 39,4 %	+ 17,4 %
Δ 2010 - 2017	- 1,2 %	+ 1,7 %	+ 18,8 %	- 13,5 %	- 4,3 %	- 6,3 %

2.2 Phosphorproblematik Baldeggersee

Die mittlere P-Konzentration im Baldeggersee hat zwischen 1988 und 2010 stark abgenommen (Abbildung 4). Seit 2010 stagniert der Wert aber bei knapp unter 30 µg/l. Heute entspricht die P-Konzentration im See zwar dem Zielwert (unter 30 µg P pro Liter, Wehrli & Wüest (1996)), doch um die Anforderungen bezüglich Sauerstoff im Tiefenwasser zu erreichen (4 mg/l), muss der P-Eintrag aus dem Einzugsgebiet nochmals halbiert werden (Müller et al., 2012). Am Seegrund des Baldeggersees kann trotz Seebelüftung das Ziel gemäss GSchV von jederzeit und überall 4 mg Sauerstoff pro Liter nicht eingehalten werden (Abbildung 5). Am Ende der Sommerstagnationsperiode fallen die Werte regelmässig unter diesen Zielwert. Ein Trend ist nicht erkennbar.

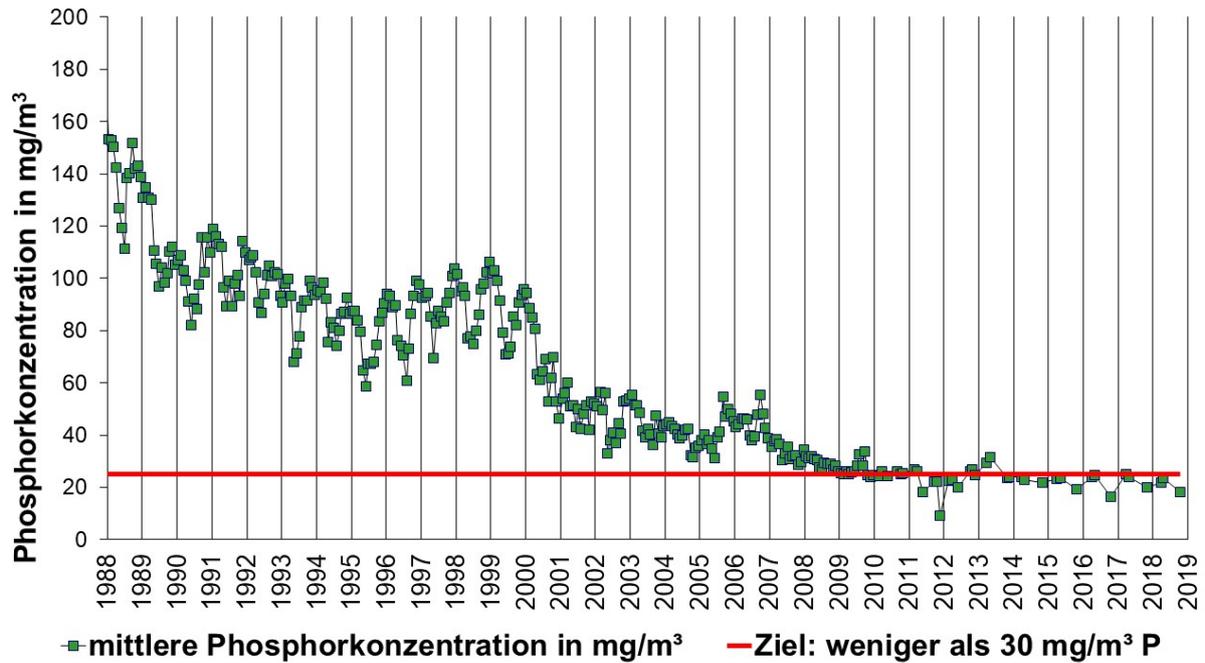


Abbildung 4: Entwicklung der mittleren P-Konzentrationen im Baldeggersee von 1988 bis 2018 Quelle: UWE (2018a).

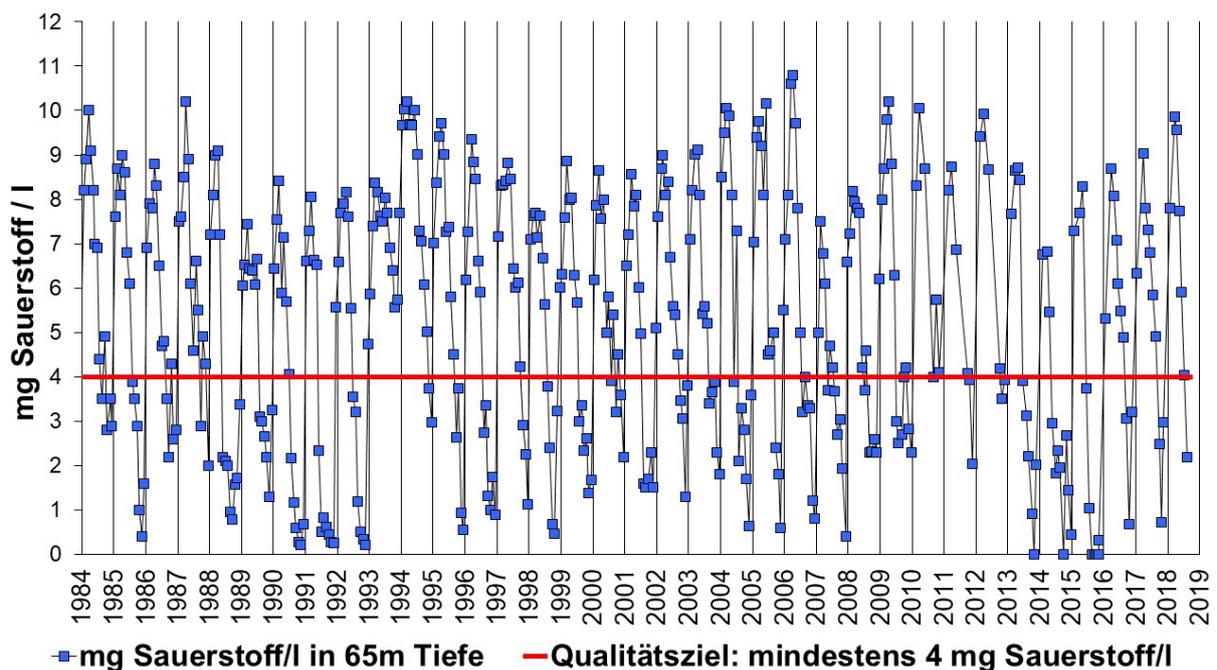


Abbildung 5: Entwicklung der Sauerstoffgehalte im Baldeggersee in 65m Tiefe von 1984 bis 2018. Quelle: UWE (2018a).

Die mittleren jährlichen algenwirksamen P-Einträge in den Baldeggersee der letzten fünf Jahre (2012 -2016) betragen 3,888 t P/Jahr (UWE, 2018a). Es dominieren die bodenbürtigen P-Einträge mit 2,794 t P/Jahr bzw. 76 %. Die atmosphärische Deposition auf die Seeoberfläche beträgt rund 0,263 t P/Jahr bzw. 8 %. Die Einträge aus Regenentlastungen werden mit

0,263 t P/Jahr bzw. 6 %, die aus dem Abwasser mit 0,37 t P/Jahr bzw. 10 % angegeben (Abbildung 6).

Unter den algenwirksamen bodenbürtigen P-Einträgen sind die gelösten P-Einträge zu verstehen, die durch Oberflächenabfluss, Drainageabfluss, Interflow und Grundwasser über die Zuflüsse oder das Resteinzugsgebiet in den Baldeggersee gelangen. Partikuläre P-Einträge, wie z.B. über Bodenerosion, zählen nicht zu den algenwirksamen P-Einträgen. Nur die gelösten, bodenbürtigen P-Einträge werden im vorliegenden Bericht detailliert analysiert.

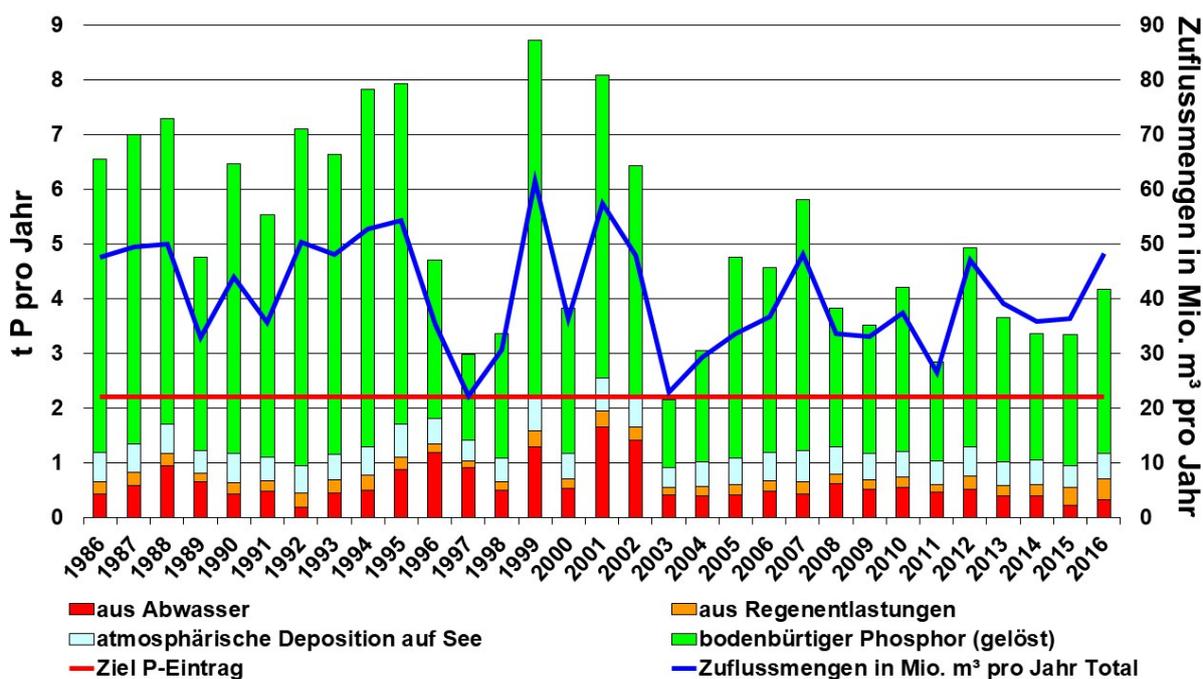


Abbildung 6: Entwicklung der algenwirksamen P-Einträge in den Baldeggersee von 1986 bis 2016. Quelle: UWE (2018a).

Der P-Eintrag über die atmosphärische Deposition kann aus diversen Quellen erfolgen wie z.B. Saharastaub, Winderosion von Ackerböden, biologische Aerosole wie Pollen, aus Verbrennungen und – für den Baldeggersee weniger relevant – marine Aerosole und aus dem Bergbau P-haltiger Gesteine (Tipping et al., 2014). Die P-Deposition kann als nasse und trockene Deposition erfolgen, wobei der Anteil der trockenen Deposition meist grösser ist. Andererseits handelt es sich bei der trockenen Deposition meist um nicht algenwirksamen P, während bei der nassen Deposition von überwiegend algenwirksamem P ausgegangen wird (Tipping et al., 2014). Aktuelle Messungen zur P-Deposition liegen in der Schweiz kaum vor bzw. sind den Autorinnen und Autoren nicht bekannt. Prasuhn & Braun (1994) haben aufgrund von Auswertungen von Literaturdaten eine P-Deposition auf Gewässer von 0,60 kg P/ha für das Mittelland vorgeschlagen, die von Hürdler et al. (2015) wegen einer vermuteten Verbesserung der Luftqualität auf 0,53 kg P/ha (= 36 mg/m³) reduziert wurden. Für den Baldeggersee würde sich aus diesen Daten bei angenommenen 0,53 kg P/ha bzw. 36 mg/m³ eine P-Fracht von 280 kg P/Jahr gelösten P ergeben. Im Einzugsgebiet des Sempachersees wurden im Jahr 2000 Messungen mit Passivsammlern durchgeführt (Herzog, 2005), die für die Berechnung der P-Deposition auf den Baldeggersee vom UWE (2018a) übernommen wurden (Gesamt-P:

83 mg/m³; gelöster P: 53 mg/m³; PO₄-P: 36 mg/m³). Im Einzugsgebiet des Baldeggersees liegen keine Messdaten vor. Müller et al. (2012) haben für die nasse P-Deposition auf den Baldeggersee 290 kg P/Jahr veranschlagt, aus den Daten des UWE (2018a) errechnet sich für die Periode 2012 - 2017 ein Wert von 294 kg P/Jahr für den gelösten P und 461 kg P/ha für den gesamten P. Der P-Eintrag schwankt von Jahr zu Jahr je nach Niederschlagsmengen und Witterungsbedingungen. 2018 dürfte z.B. aufgrund des extrem hohen Pollenfluges trotz der geringen Niederschläge ein deutlich höherer P-Eintrag auf den See erfolgt sein. Das UWE (2018a) verwendet für die Darstellung der algenwirksamen P-Einträge (Abbildung 6) die P-Gesamtdeposition in der Höhe von 461 kg P/Jahr.

Die Einträge aus dem Abwasser stammen aus der ARA Hochdorf. Im Zu und Ablauf der ARA werden alle fünf Tage Wasserproben entnommen und auf P analysiert sowie die Abflussmengen gemessen. Die daraus berechnete P-Fracht von 370 kg P/Jahr aus der ARA (Mittelwert 2012 - 2016) werden als robust und zuverlässig eingestuft (mündliche Mitteilung R. Lovas, UWE Luzern). Bei den angegebenen P-Frachten (204 kg P/Jahr) aus Einleitungen von Regenentlastungen handelt es sich dagegen nicht um Messwerte, sondern um Modellwerte. Hier werden wegen der besonderen Bedeutung von Starkregenereignissen Langzeitdaten der Niederschläge für die Modellierung verwendet. Die berechneten P-Frachten sind mit grösseren Unsicherheiten behaftet, wurden aber eher zu hoch kalkuliert, um auf der sicheren Seite zu sein (mündliche Mitteilung R. Lovas, UWE Luzern).

Die berechneten abflussbereinigten gelösten P-Einträge in den Baldeggersee zeigen eine deutliche Abnahme zwischen 1990 (5,3 t P/Jahr) und 2016 (2,6 t P/Jahr), allerdings mit einigen Schwankungen (Abbildung 7). Während Herzog (2005) noch aufgrund der Datenanalyse bis zum Jahr 2004 spekulierte, dass bei gleichbleibender Abnahme das Ziel (1,2 t P/Jahr) in 10 Jahren erreicht sein könnte, ist die berechnete P-Fracht 2016 mit 2,6 t P/Jahr immer noch deutlich über diesem Zielwert.

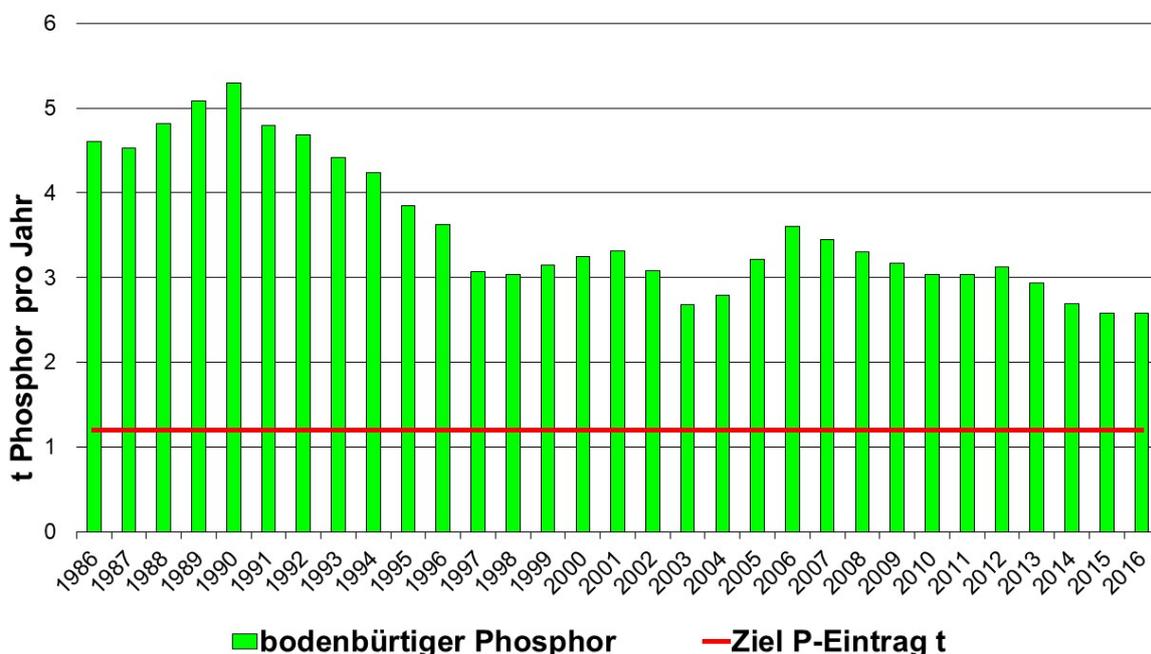


Abbildung 7: Entwicklung der berechneten abflussbereinigten gelösten bodenbürtigen P-Frachten in den Baldeggersee von 1986 bis 2016. Quelle: UWE (2018a).

Müller et al. (2012) haben basierend auf den Daten von Herzog (2005) einen Eintrag von algenwirksamem P in den Baldeggersee in der Höhe von 4,5 t P/Jahr berechnet. Dieser setzt sich folgendermassen zusammen:

- ~0,29 t P/Jahr aus den Niederschlägen auf den See
- ~0,46 t P/Jahr aus der ARA
- ~0,2 t P/Jahr aus Regenüberläufen
- ~3,6 t P/Jahr aus den Zuflüssen und Resteinzugsgebiet

Müller et al. (2012) haben weiterhin anhand der Sauerstoffzehrung indirekt eine **tolerierbare algenwirksame P-Fracht in den Baldeggersee von 2,2 t P/Jahr** berechnet; mit einer Schwankungsbreite von 2,9 t P/Jahr bei günstigen und 1,6 t P/Jahr bei ungünstigen Witterungsbedingungen. Bei einer höheren P-Zufuhr ist gegen Ende der Stagnationsperiode weiterhin eine Unterschreitung des kritischen Sauerstoffgehaltes von 4 mg/l im Hypolimnion zu erwarten.

Die berechnete derzeitige algenwirksame P-Fracht liegt also mit 4,5 t P/Jahr um gut das Doppelte über der berechneten tolerierbaren algenwirksamen Zufuhr von 2,2 t P/Jahr. Das eingangs (Kap. 1.2) erwähnte Ziel einer 50 %igen Verminderung der algenwirksamen P-Einträge in den Baldeggersee wurde aus diesen Berechnungen abgeleitet.

2.3 Seevertrag und Einzelmassnahmen

Die Massnahmen, die im Seevertrag oder als Einzelmassnahmen abgegolten wurden, sind in Kt. Luzern (2000) und Stadelmann et al. (2014) aufgelistet und detailliert beschrieben. Im Laufe des Projektes wurden diese angepasst. In der Übergangsphase von 2015 bis 2018 wurden einige grundlegende Anpassungen aufgrund von Änderungen in der nationalen Gesetzgebung (Direktzahlungsverordnung, Gewässerschutzverordnung) und der kantonalen Budgetkürzung im P-Projekt umgesetzt. Entsprechend wurde auch die kantonale Phosphorverordnung 2015 angepasst (SR 703a, 2016). Die Merkblätter «Phosphor-Projekt 2016 - 2019» (LAWA, 2018) und «Phosphordüngung» (LAWA, 2017) beschreiben die derzeit gültigen, neuen Grundsätze.

Der Seevertrag bildet einen gesamtbetrieblichen Ansatz und hat folgende Anforderungen:

- Der Phosphor-Bedarf der Kulturen darf maximal zu 90 % gedeckt werden.
- Zeitgerechter Hofdüngereinsatz
- Keine Winterbrache
- Entlang von allen Gewässern besteht ein ungedüngter Pufferstreifen (mind. 6m) (ohne zusätzliche Entschädigung)
- ÖLN-Gemeinschaften
- Erfüllung der baulichen Anforderungen hinsichtlich Gewässerschutz

Einzelmassnahmen sind nicht Bestandteil des Seevertrages und können von allen Betrieben im Einzugsgebiet umgesetzt werden.

- Wasserrückhalt mit Retentionsweihern
- Impulsbeitrag für Einkommensalternativen

Folgende Massnahmen wurden ab 2014 im Rahmen des P-Projektes nicht mehr weitergeführt:

- Berücksichtigung des Phosphorgehalts der Böden anhand der CO₂-Methode (direkt pflanzenverfügbare Nährstoffe)
 - Böden der Versorgungsklasse A, B, C: maximal 100% des Phosphorbedarfs des Phosphorbedarfs
 - Böden der Versorgungsklasse D, E: maximal 80%
- Maximaler Phosphorausstrag (P₂O₅) pro ha LN: 87,5 kg/Jahr
- Eingeschränkter Anbau von Hackfrüchten (Rüben, Kartoffeln, Mais)
- Anbau der Ackerkulturen ab einer Hangneigung von 18 % mit Direktsaat oder Streifenfrässaat
- Alle 5 Jahre Entnahme und Analyse von Bodenproben
- Technische Strassenentwässerung
- Weiterbildung

2.4 Entwicklung der P-Bilanzen der Betriebe und der P-Gehalte im Boden seit dem Projektbeginn

Der Bericht Kt. Luzern (2000) zeigt Daten zur düngbaren Fläche, zu den Düngegrossvieheinheiten (DGVE) und zu den P-Bilanzgliedern für das Jahr 1999 vor. Für einen Vergleich mit den Daten aus dem Jahr 2017 (siehe auch Tabelle 2) wurde nach einer rechnerischen Überprüfung angenommen, dass die Tierzahlen im Bericht Kt. Luzern (2000) den GVE-Zahlen entsprechen und nicht den DGVE (Siehe dafür Kasten «Exkurs: DGVE oder GVE»). Somit lassen sich quantitative Vergleiche zwischen Daten von 1999 und 2017 ziehen (Tabelle 4). Die düngbare Fläche hat aufgrund von Überbauungen und Extensivierung um 12 % abgenommen. Der P-Bedarf der Kulturen ist absolut um 5 % gestiegen, bezogen auf die düngbare Fläche sogar um 19 %, was auf eine deutliche Intensivierung dieser Flächen schliessen lässt. Andererseits kennen wir die Berechnungsgrundlage der Zahlen von Kt. Luzern (2000) nicht. Diese könnten sich von der für diesen Bericht gewählten unterscheiden und damit den P-Bedarf oder auch den P-Entzug anders einschätzen. Die GVE haben gesamthaft zugenommen und sich bei den Rindern leicht reduziert (-2 %) und bei den Schweinen erhöht (11 %). Trotz unserer Berechnungen besteht weiterhin eine Unsicherheit, ob es sich bei den Zahlen tatsächlich um GVE handelt. Da DGVE leistungsabhängig berechnet werden und eine DGVE einer relativ tiefen Leistung entspricht, zählt eine GVE im Normalfall etwas mehr als eine DGVE (vergleiche dazu

Richner et al. (2017)). Handelt es sich bei den Zahlen aus Kt. Luzern (2000) also um DGVE muss davon ausgegangen werden, dass die Tierzahlen wenig bis gar nicht gestiegen sind. Eine deutliche Zunahme gab es beim Geflügel sowie bei den anderen Tierkategorien, die aber absolut betrachtet eine geringe Bedeutung haben. Insgesamt haben die GVE um 6 % zugenommen. Da gleichzeitig die düngbare Fläche abgenommen hat, haben sich die GVE/ha düngbarer Fläche von durchschnittlich 2,2 auf 2,6 und damit um über 20 % erhöht.

Exkurs: DGVE oder GVE: Beide Begriffe stehen im Zusammenhang mit der nutztierbezogenen – einerseits gewässerschutzrechtlichen, andererseits agrarökonomischen – Beurteilung einer Herdenbestandsgrösse. Die sog. Düngergrossvieheinheit (DGVE) ist allein ein Mass der leistungsabhängigen, jährlichen N- und P-Menge je Nutztier, sofern dieses länger lebt als 1 Jahr (z.B. Rinder, Pferde, Schafe, Ziegen). Lebt ein Nutztier weniger lang als 1 Jahr, gilt die entsprechende N- und P-Menge je Nutztierplatz (z.B. bei Mastschweinen und -geflügel). Die DGVE wird somit für ökologische Zwecke eingesetzt. Dabei gilt 1 DGVE nach GSchV als jährliche Menge N und P von einer etwa 600 kg schweren Kuh. Dies sind 105 kg N und 15 kg P (vgl. GSchV; SR 814.201 – bei etwa 5000 kg Milchleistung). Bei anderer Milchleistung werden die N- und P-Werte entsprechend korrigiert. Mit anderen Worten: 1 Kuh ist bei besserer Leistung nicht mehr gleich 1 DGVE, sondern z.B. 1,1, 1,2 usw. DGVE. Die sog. Grossvieheinheit (GVE) ist einzig ein Mass für die Umrechnung von Nutztieren, z.B. entsprechend ihrem Platzanspruch im Stall oder Raufutterverzehr. Sie wird nicht stofflich/leistungsbezogen erhoben, sondern nach den auf einen Stichtag hin gezählten «Kopfzahlen». Die GVE wird ausschliesslich agrarökonomisch verstanden. Die zuständigen Behörden achten jedoch darauf, dass zwischen DGVE und GVE zumindest numerisch keine auffälligen Unterschiede bestehen (vgl. Begriffsverordnung; SR 910.91).

aus Dettwiler et al. (2006)

Der P-Anfall aus den Hofdüngern konnte trotz steigender GVE um 3 % reduziert werden, vermutlich durch den Einsatz von NP-reduziertem Futter. Die P-Exporte durch Hofdüngerabnahmeverträge konnten massiv erhöht werden. Vor allem dadurch konnte der P-Überschuss von 7 % im Jahr 1999 in ein Defizit von 17 % (Prozentualer Anteil des Defizits am Bedarf) im Jahr 2017 umgewandelt werden. Der P-Anfall aus der Tierhaltung pro Hektare düngbarer Fläche hat dadurch – trotz Zunahme der GVE und Abnahme der düngbaren Fläche – von 34,3 kg auf 31,7 kg um fast 8 % abgenommen.

Tabelle 4 Entwicklung der Tierbestände und P-Bilanzen im Einzugsgebiet des Baldeggersees; dF = düngbare Fläche; Quelle = Kt. Luzern (2000) und schriftliche Mitteilung F. Stadelmann, LAWA Luzern.

	1999	2017	Differenz	Abweichung (%)
LN (ha)	5'465	5'058	-407	-7,4
düngbare Fläche (dF) (ha)	5'239	4'607	-632	-12,1
P-Bedarf (kg P)	168'787	176'597	7'810	4,6
P-Anfall aus der Tierhaltung (kg P)	180'293	174'962	-5'331	-3,0
P-Wegfuhr (kg P)	447	28'963	28'516	
P-Bilanz¹ (kg P)	11'059	-30'598	-41'657	
Überschuss¹ %	7	-17	-24	
GVE ² Rindvieh	7206	7088	-118	-1,6
GVE ² Schweine	3577	3987	410	11,5
GVE ² Geflügel	404	593	189	46,8
GVE ² andere	140	355	215	153,6
GVE² total	11327	12023	696	6,1
GVE²/ha dF	2,2	2,6	0,4	20,7
P-Bedarf (kg/ha dF)	32,2	38,3	6,1	19,0
P-Anfall¹ abzügl. P-Wegfuhr (kg/ha dF)	34,3	31,7	-2,6	-7,7
P-Bilanz¹ (kg/ha dF)	2,1	-6,6	-8,8	

¹ P-Bilanzsaldo ohne Handelsdünger

² Im Original für 1999 als DGVE angegeben. Annahme rechnerisch überprüft

In Tabelle 5 wurden die P-Testzahlen von Bodenproben aus der Zeit vor dem Beginn des P-Projektes (1994 - 1998) aktuelleren Zahlen (2009 - 2014) gegenübergestellt. Der Vergleich der Daten ist aber aus folgenden Gründen nur sehr eingeschränkt möglich:

- Der Datensatz 1994 - 1998 (Kt. Luzern, 2000) beinhaltet eine deutlich geringere Stichprobenzahl (n = 1'900) gegenüber dem aktuellen Datensatz 2009 - 2014 (n = 2'878).
- Die Daten stammen nicht unbedingt von den gleichen Schlägen. Nur ein paarweiser Vergleich von Daten gleicher Schläge könnte Auskunft darüber geben, ob die P-Gehalte einzelner Schläge zu- oder abgenommen haben. Die vorhandenen Daten erlauben mangels eindeutiger Identifizierung keinen solchen Vergleich.
- Die Proben wurden früher noch von den Landwirtinnen und Landwirten selber gestochen, während die neueren Proben von einer Fachperson genommen wurden. Wird die Bodenprobe z. B. nur 5 cm tiefer gestochen, verringert sich der P-Gehalt deutlich.
- Der Datensatz 1994 - 1998 enthält Bodenproben aus den Einzugsgebieten von Baldegger- und Hallwilersee.
- Die Einteilung in die P-Versorgungsklassen erfolgte früher nach dem Schema der GRUDAF (Walther et al., 1994) und neu nach GRUD (Flisch et al., 2017).
- Die durch die Extensivierung verursachte Abnahme der düngbaren Fläche um 12 % (siehe Tabelle 4) dürfte ein weiterer Grund sein, warum der prozentuale Anteil an Böden in den beiden hohen Versorgungsklassen seit 1999 nicht abgenommen hat. Im Rahmen des ÖLN bzw. Seevertrag muss nur die düngbare Fläche beprobt werden. Flächen, die extensiviert wurden, sind damit aus der Datenerhebung ausgeschieden.

Dies hat zur direkten Folge, dass sich die prozentualen Anteile der Versorgungsklassen für ein Gebiet in Richtung höherer Versorgung verschieben.

Trotzdem lassen sich einige Erkenntnisse aus diesen Daten ableiten. Nur sehr wenige Böden lagen früher und liegen auch heute noch in den P-Versorgungsklassen A und B, sind also mit P unterversorgt (Flisch et al., 2017). Der überwiegende Teil der Bodenproben liegt in den Klassen D und E (Vorrat oder angereichert). Tendenziell hat die Anzahl an Böden in der Klasse E erstaunlicherweise zugenommen. Obwohl seit Start des P-Projektes inzwischen negative P-Suisse-Bilanzen im Einzugsgebiet erreicht werden konnten und auch der P-Anfall pro Hektare düngbarer Fläche abgenommen hat (siehe Tabelle 4), ist nach rund 20 Jahren keine Abnahme, sondern eine Zunahme der P-Testzahlen erkennbar. Auf die Problematik der negativen Bilanzsalden nach Suisse-Bilanz und der P-Abreicherung wird in Kap. 9 bzw. 10.4.4 noch detaillierter eingegangen. An dieser Stelle sei zum Verständnis der Tabellen 4 und 5 nur kurz erwähnt:

- Die Suisse-Bilanz hat methodische Schwächen. Ein buchhalterisch negativer P-Bilanzsaldo muss wegen verschiedener Abzugsmöglichkeiten und Unsicherheiten nicht zwingend zu einem realen P-Defizit und zu einer P-Abreicherung im Boden führen.
- Die Suisse-Bilanz ist eine Betriebsbilanz. Bei einer ausgeglichenen oder negativen Betriebsbilanz können einzelne Schläge trotzdem mit P angereichert werden.
- Die P-Abreicherung im Boden erfolgt je nach P-Ausgangsgehalt und P-Defizit in der Bilanz sehr langsam.

Aufgrund der aufgezeigten Probleme lässt sich nicht eindeutig klären, inwieweit die in Tabelle 5 dargestellte Zunahme der Boden-P-Gehalte rein methodisch bedingt ist. Daten aus dem Einzugsgebiet des Sempachersees zeigen ein ähnliches Bild. Dort waren die Anteile an Böden in den Versorgungsklassen D und E in der Periode 1994 - 1998 bei Naturwiesen mit 39 % (Klasse D) und 45 % (Klasse E) zwar höher als im Baldeggersee (Kt. Luzern, 1999), waren aber in der Periode 2009 - 2014 mit 18 % (Klasse D) und 58 % (Klasse E) auch sehr hoch bzw. haben auch anteilmässig in der Klasse E zugenommen. Hier gelten dieselben methodischen Probleme wie am Baldeggersee.

Tabelle 5: Anteil der Schläge in den 5 Versorgungsklassen der P-Testzahlen im Einzugsgebiet des Baldeggersees der Perioden 1994 - 1998 (Kt. Luzern, 2000) und 2009 - 2014 (CO₂-Methode).

P-Versorgungsklasse	A	B	C	D	E
Acker 1994 - 1998 (%)	5	13	46	26	10
Acker 2009 - 2014 (%)	0	5	43	22	30
Naturwiese 1994 - 1998 (%)	1	7	30	41	21
Naturwiese 2009 - 2014 (%)	0	1	20	19	60

3 Kantonale Wasserqualitätsmessungen

Im Rahmen des Monitorings des UWE Luzern werden seit 1985 Wasserqualitätsdaten unter anderem an fünf wichtigen Zuflüssen zum Baldeggersee erhoben (siehe Abbildung 8). Neben dem gelösten P werden verschiedene andere Wasserqualitätsparameter gemessen. Die Proben entsprechen einer 24h Mischprobe, welche alle 22 Tage oder während Hochwasserereignissen entnommen werden.

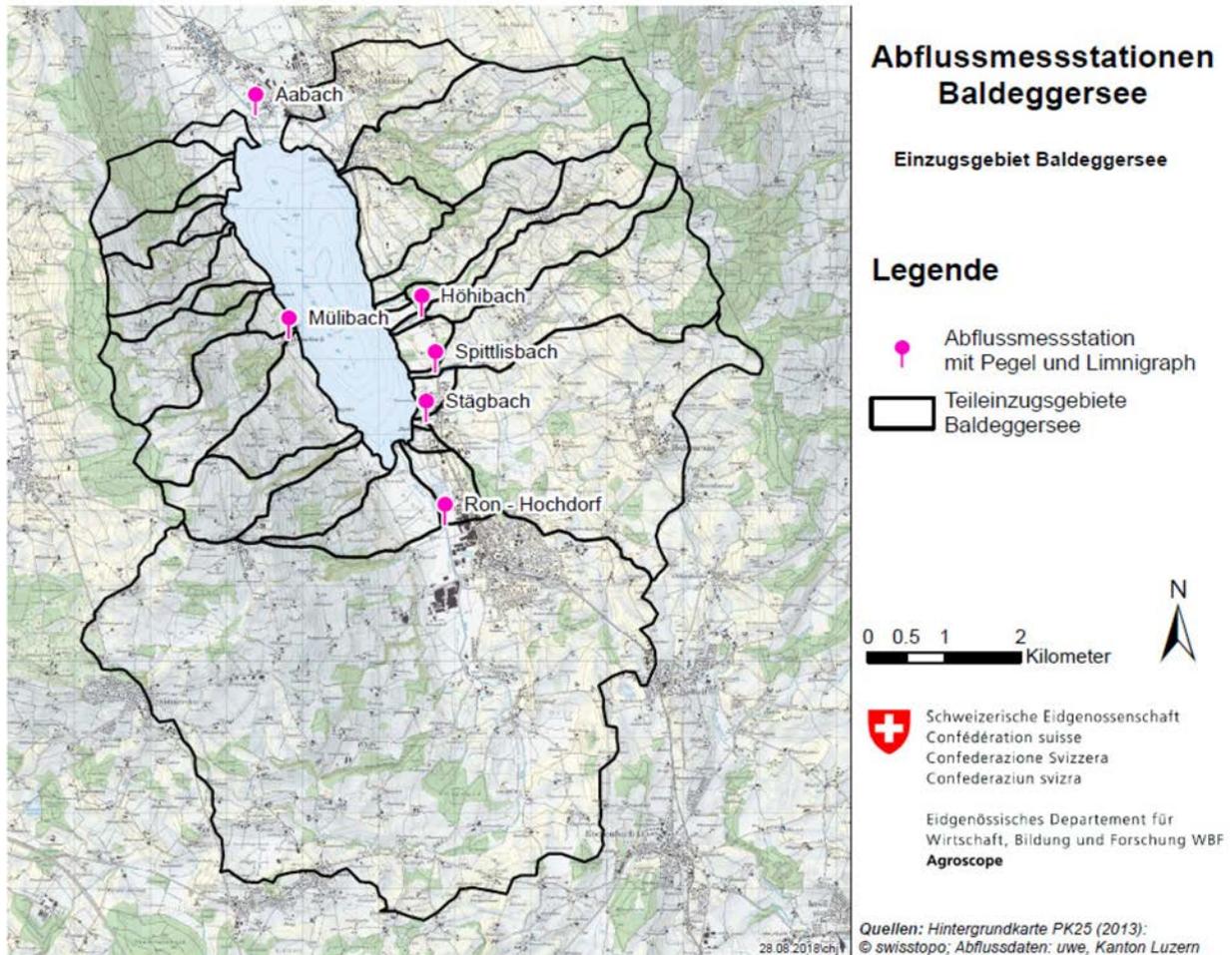


Abbildung 8: Abflussmessstationen im Einzugsgebiet des Baldeggersees.

3.1 P-Jahresfracht

Die Berechnung der Frachten des gelösten P erfolgt analog zur Methode, welche beim UWE Luzern angewandt wird (Herzog, 2005). In einem ersten Schritt wird auf Grundlage der gemessenen Konzentrationen und Abflüsse eine Konzentrations-Abfluss-Beziehung (c-Q) erstellt. Dazu werden jeweils drei Funktionen getestet, welche diesen Zusammenhang beschreiben. Diejenige Funktion, welche die beste Übereinstimmung zu den empirischen c-Q Datenpaaren zeigt (d.h. grösstes Spearman-Rho) wird im nächsten Schritt dazu verwendet, auf Basis der gemessenen mittleren Tagesabflüsse die Tagesfracht zu berechnen. Während der Kanton dazu jedes Jahr eine Optimierung der Funktion auf Basis der aktuellsten drei Jahre durchführt, wurde in unserer Auswertung die Optimierung einmalig für die Periode 2001 - 2017

durchgeführt. Das Anfangsjahr wurde auf 2001 gelegt, da ab diesem Zeitpunkt, durch die Stilllegung der ARA Rain, die Messwerte der Ron keinen ARA-Einfluss mehr aufweisen. In Abbildung 9 ist beispielhaft die Konzentrations-Abfluss-Beziehung der Ron dargestellt.

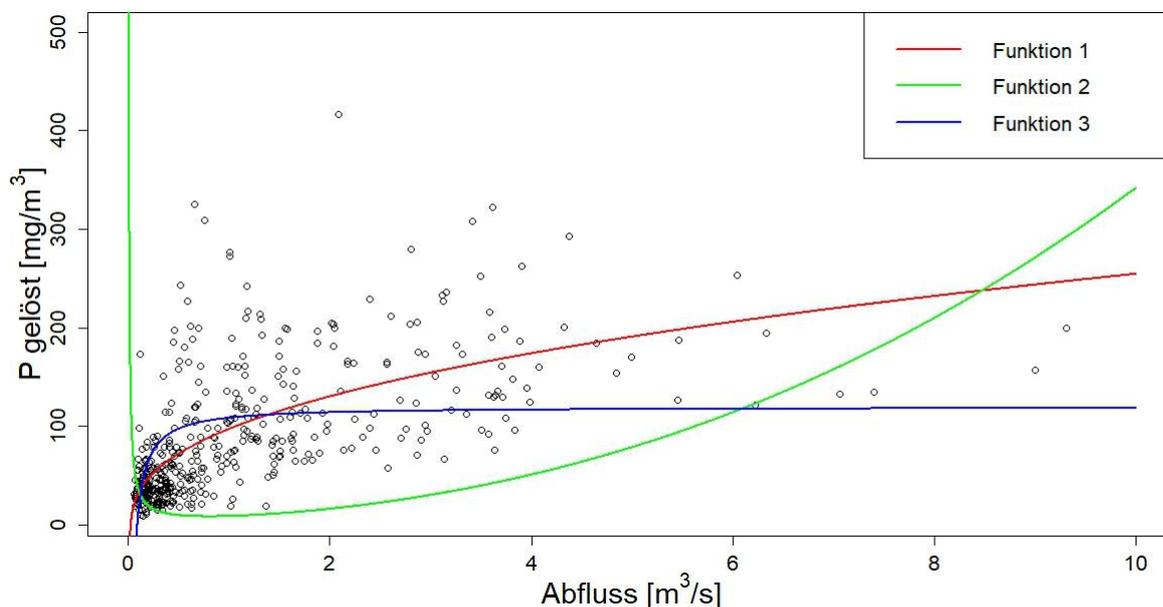


Abbildung 9: Konzentrations-Abflussbeziehung der Ron (2001 - 2017). Funktion 1 (rot) hat mit einem Spearman-Rho von 0,72 die grösste Übereinstimmung mit den Messdaten und wird entsprechend für die nachfolgende Frachtberechnung verwendet.

Die aus diesen Beziehungen berechneten spezifischen jährlichen P-Frachten der LN sind in Abbildung 10 zu sehen. Die höchsten Werte sind im Einzugsgebiet der Ron zu finden, in der die mittlere Jahresfracht $81 \text{ kg/km}^2 \text{ LN}$ beträgt. Die Einzugsgebiete des Stäg- und Spittlisbaches liegen auf einem vergleichbaren Niveau mit einer mittleren Jahresfracht von $50 \text{ kg/km}^2 \text{ LN}$. Niedrigere Frachten sind im Mühlbach ($37 \text{ kg/km}^2 \text{ LN}$) und vor allem im Einzugsgebiet des Höhibachs ($19 \text{ kg/km}^2 \text{ LN}$) zu finden. Die hier berechneten Jahresfrachten sind sowohl in den absoluten Werten als auch in der Reihenfolge der am stärksten betroffenen Einzugsgebiete praktisch identisch mit den vom Kanton Luzern berichteten Zahlen (Herzog, 2005) und neueren Daten von UWE Luzern.

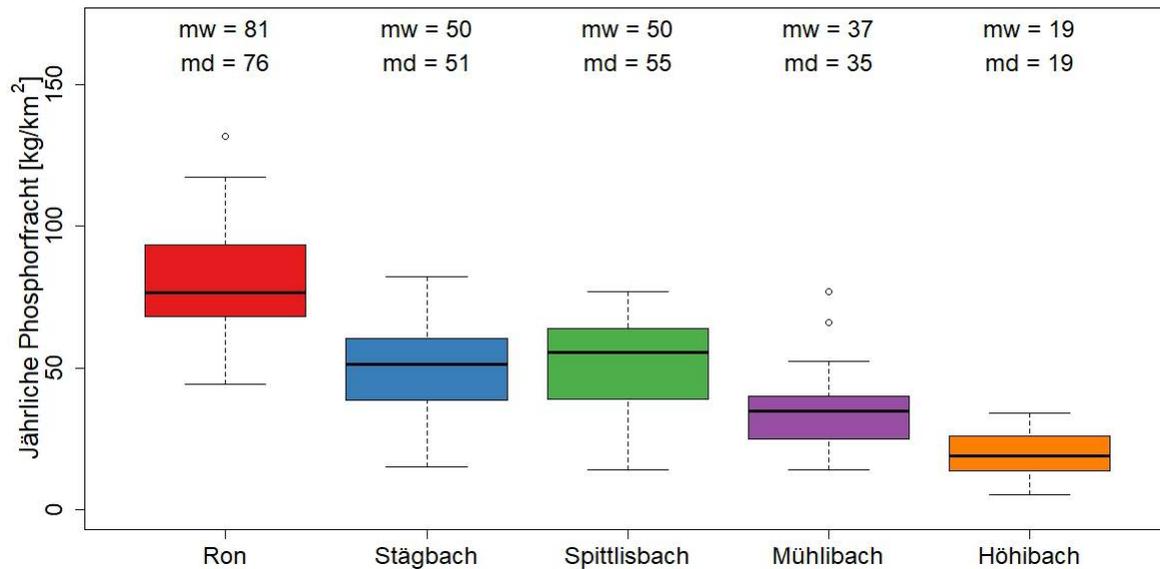


Abbildung 10: Berechnete jährliche Phosphorfrachten (2001 - 2015) in kg pro km² LN in den Zuflüssen zum Baldeggersee; mw = Mittelwert, md = Median.

Generell wird angenommen, dass der grösste Teil der anfallenden P-Fracht auf grössere Abflussereignisse zurückzuführen ist. Die Bedeutung des Basisabflusses hingegen ist im Vergleich dazu klein (z.B. Sharpley et al., 2008). Basierend auf der optimierten Konzentrations-Abfluss-Beziehung und den gemessenen Abflüssen haben wir den Anteil der jährlichen P-Fracht in den Zuflüssen zum Baldeggersee in 10 Abflussklassen eingeteilt. Dabei wurden die täglichen Abflüsse und die dazugehörigen P-Frachten der Grösse nach sortiert und in zehn gleichgrosse Klassen eingeteilt. Dabei zeigt sich, dass insbesondere die grossen Abflussereignisse überproportional zur P-Fracht beitragen (Abbildung 11). So tragen die grössten 10 % der Abflüsse in allen Einzugsgebieten zu mehr als 60 % der jährlichen P-Fracht bei.

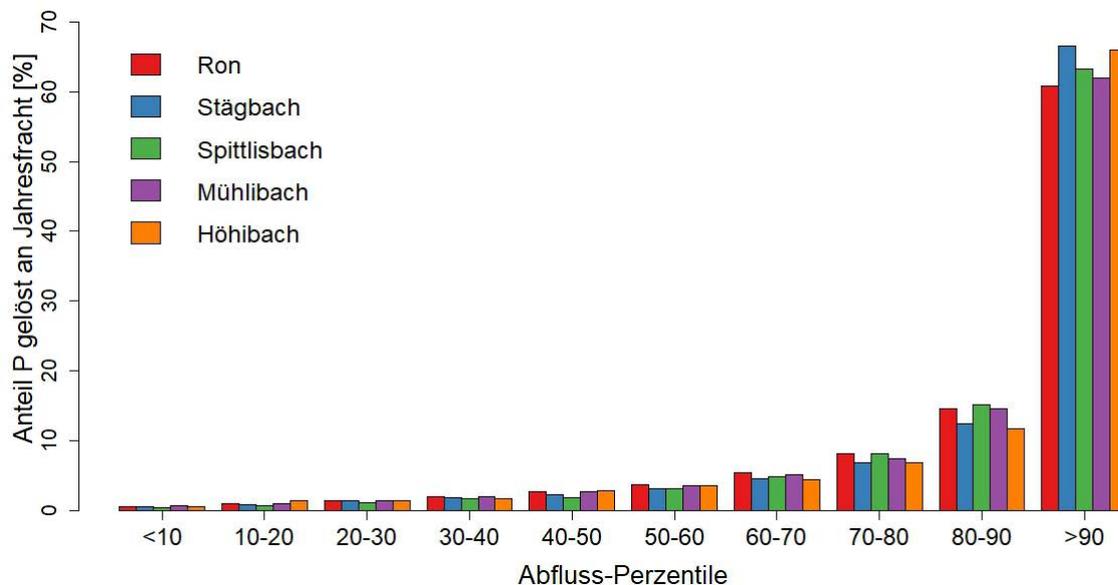


Abbildung 11: Anteil der jährlichen Phosphorfracht nach Abflussklassen.

3.2 Jahreszeitlicher Verlauf der P-Fracht

Neben den absoluten Jahresfrachten ist auch die Verteilung der P-Fracht innerhalb eines Jahres von grossem Interesse. Wann treten die höchsten Frachten auf und welche Prozesse sind dafür verantwortlich? So könnten z.B. sehr hohe Frachten im Frühling auf eine grosse Bedeutung der aktuellen Düngung hindeuten (Seevertrag: Verbot Hofdüngereinsatz 01.11. bis 15.02. (LAWA, 2018)). Für die folgenden Untersuchungen haben wir deshalb die verschiedenen Datensätze in vier Perioden eingeteilt: Winter (Dezember, Januar, Februar), Frühling (März, April, Mai), Sommer (Juni, Juli, August) und Herbst (September, Oktober, November). Eine höhere zeitliche Auflösung in einzelne Monate war aufgrund der beschränkten Anzahl von Messungen nicht möglich. Im Folgenden sind exemplarisch die Ergebnisse der Ron präsentiert. Die Ergebnisse der anderen Einzugsgebiete verhalten sich sehr ähnlich dazu und sind hier nicht weiter aufgeführt. In Abbildung 12 sind die jahreszeitlichen Tagesfrachten der Ron (berechnet aus der Konzentrations-Abflussbeziehung) in der Periode 2001 - 2015 zu sehen. Insgesamt werden die höchsten Tagesfrachten während der Sommermonate beobachtet. Auch der Mittelwert der täglichen P-Fracht ist mit 5,89 kg/d im Sommer am höchsten. Generell sind die Unterschiede zwischen den Tagesfrachten jedoch sehr gering. Nach den Sommermonaten tragen der Frühling (5,02 kg/d) und der Winter (4,28 kg/d) am zweit- bzw. drittmeisten zur Jahresfracht bei. Die geringsten Frachten entstehen während der Herbstmonate mit 4,02 kg/d. Neben den mittleren Tagesfrachten sind zudem auch die Mediane der Tagesfrachten von Interesse. Sie zeigen auf, dass es während der Sommermonate vor allem im Vergleich zum Winter viele Tage mit sehr geringen Frachten gibt. Die wenigen grossen Ereignisse mit sehr hohen Frachten reichen jedoch aus, um die grösste Gesamtfracht zu generieren.

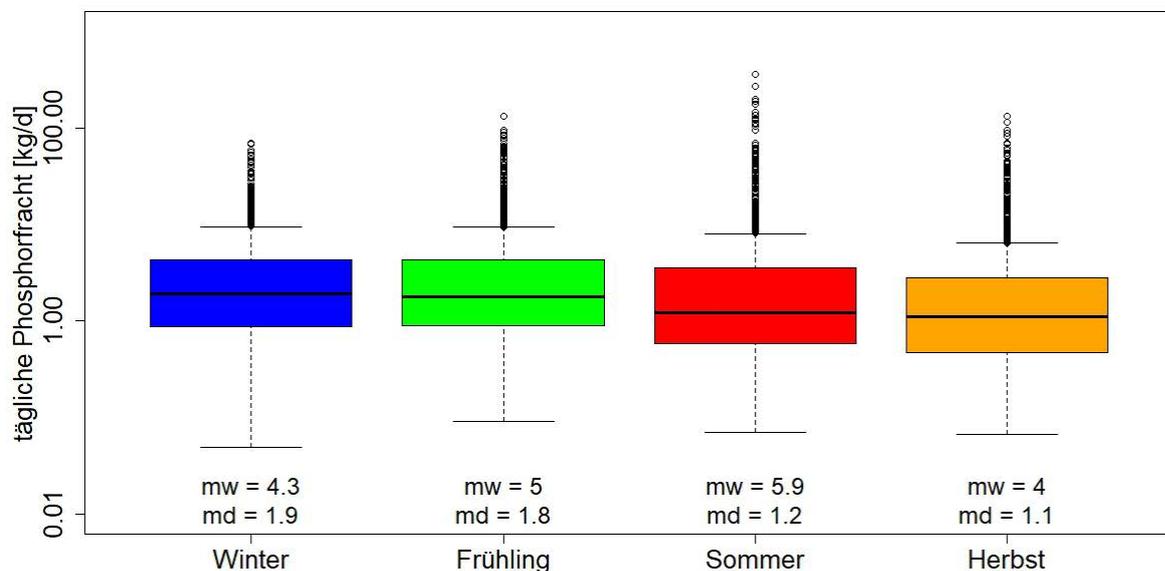


Abbildung 12: Jahreszeitliche Tagesfrachten (Konzentrations-Abflussbeziehung) in der Ron (2001 - 2015); mw = Mittelwert, md = Median.

Es stellt sich nun die Frage, wie die Verteilung der Frachten über die Jahreszeiten zustande kommt. Grundsätzlich gibt es dafür zwei Möglichkeiten; durch Unterschiede im Abfluss und/oder Unterschiede in den P-Konzentrationen. Wie in Abbildung 13 zu sehen ist, lässt sich ein grosser Teil der Verteilung durch die Unterschiede im Niederschlag und Abfluss erklären. Während es im Sommer aufgrund von Starkregenereignissen zu wenigen, aber sehr hohen

Abflussereignissen kommt, zeigen sich im restlichen Jahr deutlich weniger intensive Ereignisse. Der Frühling, welcher an zweiter Stelle der Jahresfrachten steht, liegt auch bei den intensiven Niederschlags- und Abflussereignissen an zweiter Stelle. Zudem gibt es im Frühling relativ wenige Tage mit sehr geringen Abflüssen und Frachten (Median = 1,8 kg/d). Obwohl der Winter sowohl bei Niederschlags- als auch Abflussintensität an letzter Stelle steht, wird mehr P mobilisiert als im Herbst. Grund dafür sind sehr hohen Basisfrachten (Median = 1,91 kg/d), welche sich auf die im Durchschnitt höchsten Abflüsse (nicht gezeigt) zurückführen lassen. Im Herbst gibt es sehr viele Tage mit sehr niedrigen Abflüssen und P-Frachten (Median = 1,12 kg/d). Diese sehr ausgeprägten Trockenperioden lassen sich nicht durch die wenigen intensiven Niederschlags- und Abflussereignisse kompensieren, so dass die P-Frachten im Herbst am geringsten sind.

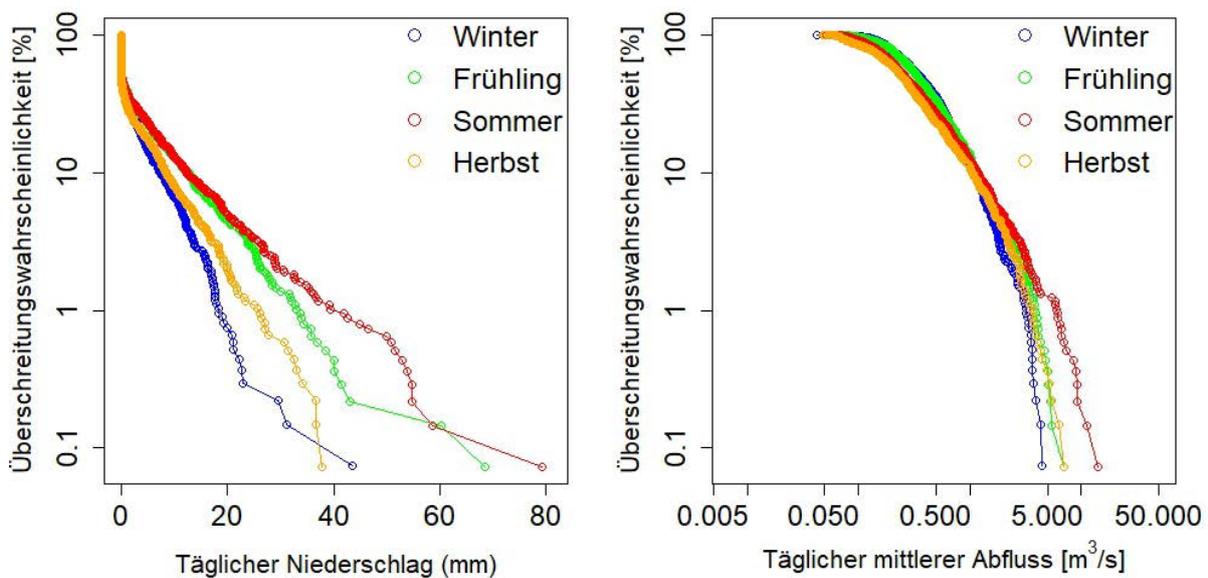


Abbildung 13: Überschreitungswahrscheinlichkeiten des täglichen Niederschlags in Hochdorf und des täglichen Abflusses in der Ron (2001 - 2015).

Neben dem Abfluss als treibende Kraft zeigen sich jedoch auch die P-Konzentrationen für die Verteilung mitverantwortlich. Da P-Konzentrationen massgeblich von den dazugehörigen Abflüssen dominiert sind (hohe Abflüsse = hohe P-Konzentrationen) und die Abflussverhältnisse während den Probenahmen in den einzelnen Jahreszeiten unterschiedlich sind, ist es wichtig, den Vergleich für verschiedene Abflusskategorien durchzuführen. Dazu wurden alle Messungen in vier Abflusskategorien eingeteilt, die jeweils 25 % aller gemessenen Abflüsse repräsentieren. Für die Kategorie der grössten 25 % der mittleren täglichen Abflüsse (grösser 0,51 m³/s) wurden die meisten Proben genommen. Dabei zeigen die Daten, dass die höchsten P-Konzentrationen während der Sommermonate beobachtet werden können; gefolgt von Herbst, Frühling und Winter. Da innerhalb dieser Abflusskategorie jedoch die Abflüsse sehr variabel sind und die P-Konzentrationen dadurch von der Abflussgrösse dominiert sein könnten (siehe Abbildung 14), lohnt sich ein Blick auf die anderen Abflusskategorien, innerhalb derer der Abfluss deutlich weniger variabel ist (Abbildung 15 bis Abbildung 17). Auch hier zeigt sich ein ähnliches Bild. Die höchsten Konzentrationen werden in allen Abflusskategorien in den Sommer-, gefolgt von den Herbstmonaten gefunden. Die Konzentrationen im Winter und Frühling bewegen sich dahinter meist auf einem sehr ähnlichen Niveau.

Es scheint, dass diese jahreszeitliche Verteilung unabhängig von der Intensität des Niederschlags oder der Abflussbildungsprozesse ist. Selbst für die niedrigste Abflusskategorie (kleiner $0,18 \text{ m}^3/\text{s}$), die repräsentativ für Trockenwettersituationen ohne Niederschlags- oder Abflussereignisse ist, betragen die P-Konzentrationen im Sommer fast das Doppelte im Vergleich zum restlichen Jahr. Über ein ähnliches Phänomen wurde in der Fachliteratur nach unseren Recherchen bisher nicht berichtet. Eine mögliche Erklärung wäre eine durch erhöhte Temperaturen bedingte höhere Verfügbarkeit von P oder eine Verstärkung von Umwandlungsprozessen aus anderen P-Fractionen.

Die hier analysierten Daten eignen sich auch um die Bedeutung der aktuellen Düngung zu beurteilen. In der Regel wird angenommen, dass insbesondere im Frühling sehr viel Hofdünger im Feld ausgebracht wird (volle Lager, hoher Bedarf, günstige Witterungsverhältnisse). Entsprechend müssten bei einer besonderen Wichtigkeit der P-Verluste von frisch gedüngten Flächen im Frühling deutlich höher P-Verluste im Vergleich zum Winter beobachtet werden. Trotz deutlich höherer Düngung und grösseren Niederschlags- und Abflussereignissen (welche eine Abschwemmung begünstigen) sind die P-Verluste im Frühling nur ca. 15 % höher als im Winter und die P-Konzentrationen über alle Abflusskategorien hinweg im Mittel praktisch identisch. Dies deutet darauf hin, **dass die direkte Abschwemmung von frisch ausgebrachten Hofdüngern hinsichtlich der gesamten P-Verluste nur eine untergeordnete Rolle spielt**. Schon Prasuhn & Lazzarotto (2005) fanden im Lippenrütibach am Sempachersee keinen zeitlichen Zusammenhang zwischen ausgebrachter Güllemenge im Einzugsgebiet und gemessener P-Fracht im Bach. Es scheint, wie auch in der Literatur berichtet (Kleinman et al., 2011; Hively et al., 2006; Hahn, 2012; Prasuhn, 2011), dass die über die Jahre stark angereicherten Böden die Hauptquelle des P sind.

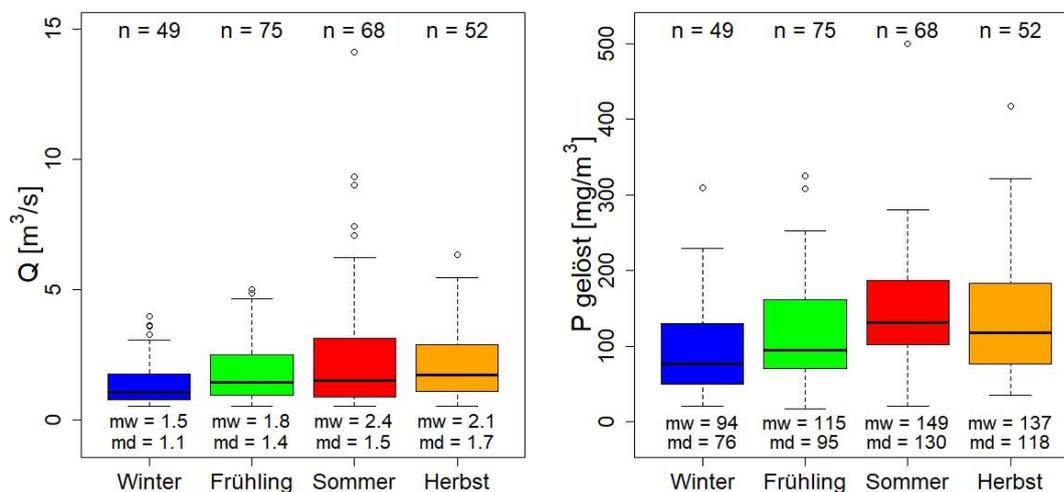


Abbildung 14: Jahreszeitliche tägliche mittlere Abflüsse und Phosphorkonzentrationen in der Ron (2001 - 2017) für die Abflusskategorie der grössten 25 % der Abflüsse (grösser als $0,51 \text{ m}^3/\text{s}$); mw = Mittelwert, md = Median, n = Anzahl Proben.

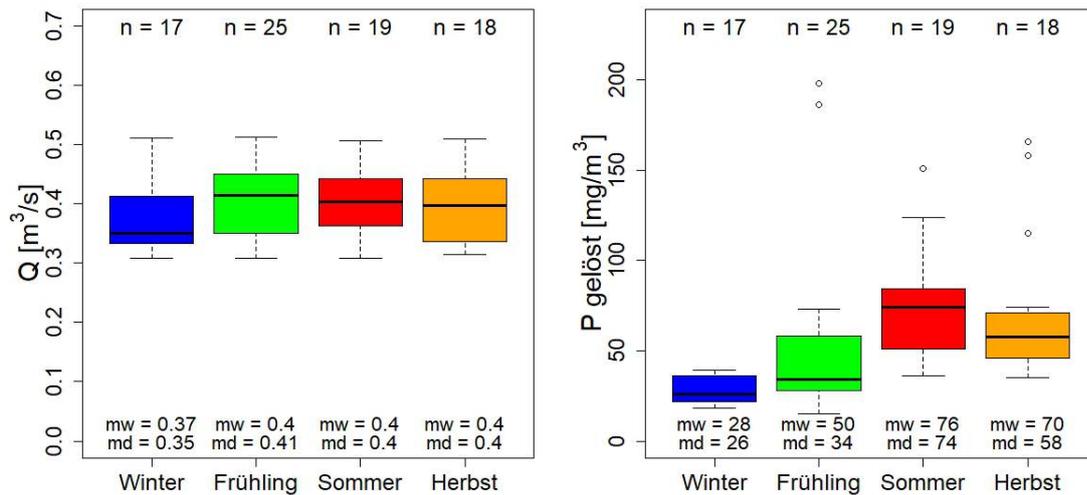


Abbildung 15: Jahreszeitliche tägliche mittlere Abflüsse und Phosphorkonzentrationen in der Ron (2001 - 2017) für die Abflusskategorie 50 % bis 75 % ($0,3 m^3/s$ bis $0,51 m^3/s$); mw = Mittelwert, md = Median, n= Anzahl Proben.

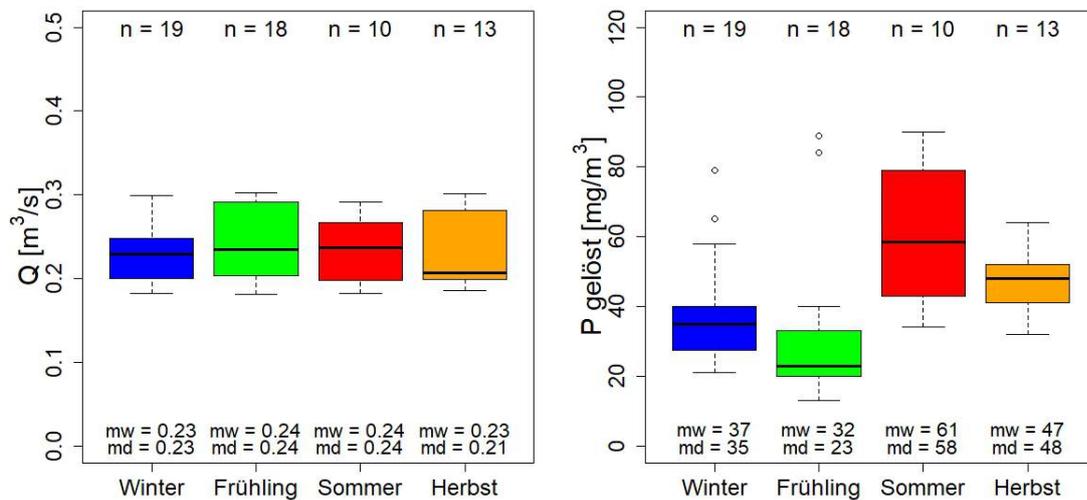


Abbildung 16: Jahreszeitliche tägliche mittlere Abflüsse und Phosphorkonzentrationen in der Ron (2001 - 2017) für die Abflusskategorie 25 % bis 50 % ($0,18 m^3/s$ bis $0,3 m^3/s$); mw = Mittelwert, md = Median, n= Anzahl Proben.

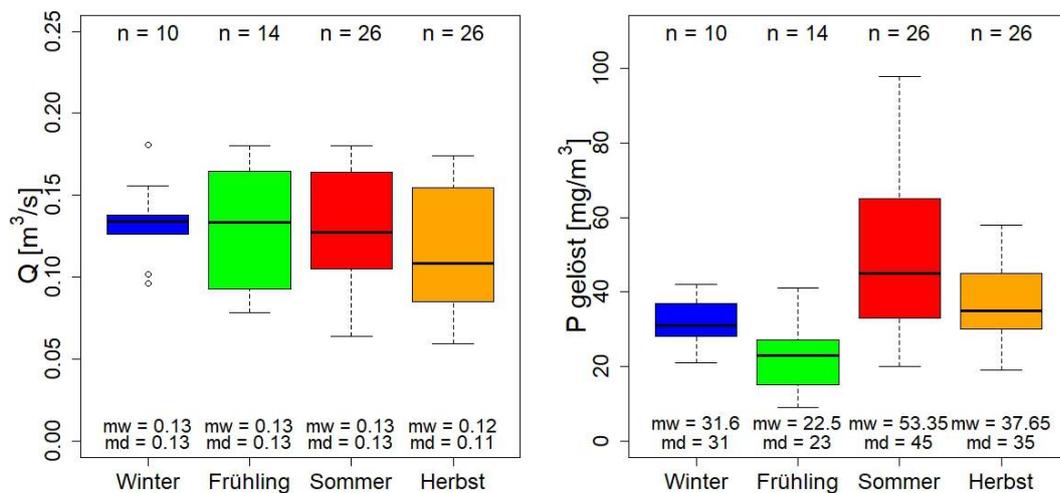


Abbildung 17: Jahreszeitliche tägliche mittlere Abflüsse und Phosphorkonzentrationen in der Ron (2001 - 2017) für die Abflusskategorie der kleinsten 25 % der Abflüsse (kleiner als $0,18 m^3/s$); mw = Mittelwert, md = Median, n= Anzahl Proben.

4 Phosphor im Boden

4.1 Ausgangslage

Ein Teilauftrag für das Forschungsprojekt «Evaluierung stark beitragender Flächen» lautet: *«Die Bewirtschaftungsparzellen sind anhand ihrer Phosphorversorgung in die P Versorgungsklassen A bis E einzustufen. Zudem soll die Wahl der Analysemethode (CO₂- oder AAE10-Extraktionsmethode) begründet werden und eine einheitliche Extraktionsmethode für alle Bewirtschaftungstypen (Wiese, Acker, etc.) gewählt werden.»*

4.1.1 Nationale und kantonale Regelungen

Laut Direktzahlungsverordnung müssen in der Schweiz für alle Parzellen von Betrieben, welche Dünger zuführen, mindestens alle zehn Jahre Bodenuntersuchungen durch zugelassene Labors erstellt werden. Im Kanton Luzern wurde diese Regelung 2002 durch die «Verordnung über die Verminderung der P-Belastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft, Stand 1. Mai 2011» verschärft, indem alle fünf Jahre Bodenproben für landwirtschaftliche Betriebe im oberirdischen Zuströmbereich der Seen verlangt wurden. Der Aufwand für die systematische Entnahme und Analyse von parzellenscharfen Bodenproben ist sehr gross. Obwohl laut Anhang 2.6 der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (SR 814.81) Personen, die Dünger verwenden, «die im Boden vorhandenen Nährstoffe und den Nährstoffbedarf der Pflanzen (Düngungsempfehlungen)» berücksichtigen müssen. Die Diskussion bezüglich der Unterschiede und Unschärfe der beiden Bodenextraktionsmethoden hat im Kanton Luzern jedoch weiterhin zu Verunsicherung geführt (Stadelmann et al., 2014). Entsprechend wurde in der neuen P-Verordnung «Verordnung über die Verminderung der P-Belastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft, Stand 1. Januar 2016» der Paragraph über die Bodenproben entfernt und auch die entsprechende Massnahme aus dem Seevertrag gestrichen.

Gemäss Merkblatt "Phosphor-Projekt 2016 - 2019" (LAWA, 2018) gilt bezüglich Bodenproben: *«Bei Betrieben, welche einen Phosphoreigenversorgungsgrad grösser als 100 % gemäss «Suisse-Bilanz» ausweisen (DZV, Anhang 1, Ziff. 2.1.6 [SR 910.13]) und Hofdünger wegführen müssen, erfolgt die Entschädigung pro Kilogramm nicht eingesetztem Phosphor (P₂O₅) zwischen 75 % und dem P_{max} des Bedarfs der Kulturen. Für die Berechnung des P_{max} Wertes wird der Phosphorgehalt der Böden anhand der CO₂-, oder AAE10 -Extrakt-Methode berücksichtigt:*

- Böden der Versorgungsklasse A, B, C: maximal 100 % des Phosphorbedarfs
- Böden der Versorgungsklasse D, E: maximal 80 % des Phosphorbedarfs

Aus den einzelnen Parzellenwerten wird ein flächengewichteter Mittelwert = P_{max} gebildet. Details sind dem Merkblatt Phosphordüngung zu entnehmen.»

Gemäss Merkblatt «Phosphordüngung» (LAWA, 2017) gilt bezüglich Bodenproben: *«Aufdüngung bei Unterversorgung: P_{max} > 110 %. Weist der Betrieb mittels durch die zuständige Inspektionsstelle entnommenen Bodenproben nach, dass die Böden seines Betriebs unterversorgt sind, kann ein höherer Bedarf für maximal 10 Jahre bewilligt werden (Anhang 1 Ziffer 2.1.5 der DZV [SR 910.13]). Für Betriebe im ausgeschiedenen Zuströmbereich (Zo) besteht*

diese Möglichkeit nicht. Die ÖLN-Bilanz darf maximal bei dem festgelegten P_{max} , gemäss Bodenanalysen, abschliessen.»

4.1.2 Landwirtschaft im Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Baldeggersees ist von Grasland geprägt, welches 67 % (60 % gedüngtes Grasland inklusive Kunstwiese, 7 % extensiv genutzte Wiesen) der landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmacht (Tabelle 2). Ein Grossteil der beprobten Graslandflächen ist intensiv bewirtschaftet. Aus Befragungen von Landwirtinnen und Landwirten aus dem Teileinzugsgebiet ging hervor, dass die Intensität im Mittel bei vier Nutzungen und Düngegaben im Jahr liegt. Auf einzelne Flächen bezogen können jedoch zwischen einer und zehn Nutzungen vorkommen. Im Ackerbau dominieren die Kulturen Kunstwiese und Silomais. Getreidearten und Ölfrüchte sind wenig verbreitet. Obwohl der Datensatz nicht alle Flächen im Einzugsgebiet umfasst, lassen sich diese Kennzahlen mit grosser Wahrscheinlichkeit auf das gesamte Einzugsgebiet übertragen. Die Tierdichte im Einzugsgebiet des Baldeggersees ist mit 2,4 GVE pro Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche (siehe Kap. 2, Tabelle 2) im Schweizer Vergleich (Durchschnitt Schweiz: 1,7 GVE/ha LN bzw. Durchschnitt Talgebiet: 2,0 GVE/ha LN) (BLW, 2016) hoch. Für das Teileinzugsgebiet der Oberen Ron ergaben Befragungen eine ähnlich hohe Tierdichte (2,36 GVE/ha) wie im gesamten Einzugsgebiet des Baldeggersees.

Aus Kapitel 2.4 geht hervor, dass mit der Extensivierung, dem Einsatz von Stickstoff- und Phosphor-reduziertem (NPr-) Futter in der Schweinehaltung sowie einer Steigerung der Hofdünger-Exporte, der P-Bilanzsaldo des Gebietes erheblich zurückgegangen ist. Gleichzeitig zeigen die Vergleiche der Boden-P-Gehalte, dass die P-Belastung der einzelnen Flächen sogar tendenziell stieg. Wenn Unsicherheiten bezüglich der Berechnungsgrundlage sowie der Datenzusammensetzung berücksichtigt werden, so kann davon ausgegangen werden, dass die P-Gehalte der Flächen zumindest nicht abgenommen haben. Analysen der Feldkalender und Wiesenjournale von einigen Landwirtinnen und Landwirten im Einzugsgebiet ergaben, dass die Verteilung der Hofdünger innerhalb des Betriebs sehr inhomogen ist. Dies entspricht den Erwartungen, da bei einer standortangepassten Nutzung nicht jede Fläche gleich intensiv bewirtschaftet wird. Mit der Extensivierung scheidet eine Fläche aus der düngbaren Fläche aus. Bei gleichbleibender Hofdüngerproduktion ohne zusätzliche Hofdünger-Exporte ist die Extensivierung deshalb mit einer Intensivierung der übrigen Flächen verbunden. Die gesamtbetriebliche P-Bilanz sagt deshalb wenig darüber aus, ob diese auch auf den einzelnen Flächen ausgeglichen ist oder nicht.

4.2 Methodik

Für den vorliegenden Bericht wurden Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees, welche im Rahmen des ÖLN bzw. Seevertrags zwischen 2009 und 2014 genommen wurden, systematisch auf ihren P-Gehalt untersucht. Die Auswertung der Bodenproben diente der Evaluation der P-Extraktion mit AAE10 und CO₂-gesättigtem Wasser sowie der Identifikation der räumlichen Stoffquelle inklusive Einteilung in die P-Versorgungsklassen.

4.2.1 Extraktionsmethoden in der Schweiz

In der Schweiz werden überwiegend zwei Extraktionsmethoden für die Abschätzung der Pflanzenverfügbarkeit von P im Gras- und Ackerland angewendet. Es sind dies die Ammoniumacetat-EDTA-Extraktion (AAE10 -P) und die Extraktionen mit CO₂-gesättigtem Wasser (CO₂-P) (FAL, 1996; Flisch et al., 2017; Stünzi, 2006a). Während die Extraktionsmethode mit CO₂-gesättigtem Wasser ein eher schwaches Reagens benutzt, verwendet die AAE10-Methode ein aggressiveres Reagens (Neyroud & Lischer, 2003; Stünzi, 2006a). Mit der CO₂-Methode werden vorwiegend die löslichen, den Pflanzen unmittelbar zur Verfügung stehenden Nährstoffe erfasst (Demaria et al., 2005). Die AAE10-Methode extrahiert einen grösseren Teil an Nährstoffen, welcher einer potentiellen P-Reserve des Bodens entspricht (Frossard et al., 2004). Die beiden Extraktionsmethoden unterscheiden sich zudem hinsichtlich ihrer Extraktionszeit und den Interaktionen des Extraktionsmittels mit Boden-pH und -Kalkgehalt. Frossard et al. (2005) fanden bei Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees eine deutliche Korrelation zwischen den Methoden. Standortübergreifend waren die Methoden laut Stünzi (2006a) nicht korrelierbar. Entsprechend konnte kein standortunabhängiger Umrechnungsfaktor ermittelt werden und es wird davon ausgegangen, dass die Beziehung zwischen den beiden Methoden von den Bodeneigenschaften oder von anderen Standorteigenschaften abhängig ist.

4.2.2 P-Versorgungsklassen

Für die gezielte und umweltschonende Düngung kommt nebst den Nährstoffbedürfnissen der Pflanze auch verschiedenen Bodeneigenschaften eine wichtige Rolle zu. Die Versorgungsklasse eines Bodens widerspiegelt dessen Nährstoffzustand. Es werden fünf Versorgungsklassen unterschieden, welche von A (arm) bis E (angereichert) reichen. Die Grundlage der Einteilung in die Versorgungsklassen bilden sogenannte *Korrekturfaktoren*. Diese haben eine Anpassung der Normdüngung an den aktuellen Nährstoffgehalt eines Bodens zum Ziel (Flisch et al., 2017). Der Wert des Korrekturfaktors beruht auf der P-Konzentration und ist abhängig vom Ton- und Humusgehalt des Bodens. Je nach anzuwendendem Korrekturfaktor wird eine Fläche einer Versorgungsklasse zugeteilt.

Die gesetzten Grenzwerte und damit die Einteilung in die Versorgungsklassen beruhen auf einer subjektiven Einschätzung einer Expertengruppe. Zudem bestehen die Versorgungsklassen unabhängig von der Extraktionsmethode. Da zwischen den verschiedenen Extraktionsmethoden keine standortunabhängige Korrelierbarkeit besteht (Stünzi, 2006a), unterscheidet sich also auch die Einteilung in die Versorgungsklassen anhand ihrer Messresultate.

4.2.3 Ammoniumacetat-EDTA-Methode

Die Methode verwendet als Reagenzien 0,5 mol/l Ammoniumacetat (CH₃ COO NH₄) und 0,02 mol/l EDTA (C₁₀H₁₆N₂O₈) mit einem Boden-zu-Extraktionsmittel Verhältnis von 1:10 (AAE10) und einer Extraktionszeit von einer Stunde. Die P-Konzentrationen im AAE10 -Extrakt sind meist grösser als jene im CO₂-Extrakt, was durch die Kombination von Ansäuern und Komplexierung erreicht wird (Stünzi, 2006a). Durch den tiefen pH der Lösung (4,65) entlässt die Extraktion in kalkfreien Böden P aus Verbindungen mit Fe, Al oder Ca. Zusätzlich komplexiert das EDTA Metallionen an welche P sorbiert ist und bringt damit P in Lösung (Frossard et al.,

2004; Stünzi, 2006a). Der AAE10 -P-Extraktion wird daher zugeschrieben, dass sie Informationen über die potentielle P-Reserve im Boden liefert (Stünzi, 2006a) und nicht nur jenes P extrahiert, welches mittelfristig von den Mineraloberflächen in die Bodenlösung geht (Demaria et al., 2005).

Die Interpretation der Ergebnisse einer AAE10 -Extraktion von kalkhaltigen Proben ist mit zusätzlichen Problemen behaftet. In Anwesenheit von Kalk oder freien Ca^{2+} -Ionen sinkt die Extraktionswirkung von EDTA und Acetat für P, welches an Al oder Fe gebunden vorliegt, da die Extraktionsmittel zur Ca-Bindung respektive Kalklösung «verbraucht» werden. Bei sehr hohen Kalkgehalten zeigen sich Sättigungsphänomene in der Extraktionslösung. Das heisst, dass die Lösung ab einer gewissen Konzentration bezüglich Phosphat gesättigt ist und kein weiteres Phosphat mehr in Lösung geht, obwohl dieses potentiell nachgeliefert werden könnte. Bei hohen Kalkgehalten bildet der AAE10 -P-Gehalt deshalb nicht ab, wieviel P in die Bodenlösung nachgeliefert würde (Stünzi, 2006a). Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die AAE10-Methode bei einem hohem Kalkgehalt Sättigungseffekte zeigt und für einen Boden mit einem pH-Wert von über 6,8 nicht geeignet ist (Flisch et al., 2017; BLW; 2016).

4.2.4 CO₂-Methode

Die Methode verwendet als Reagens CO₂-gesättigtes Wasser mit einem Verhältnis von Boden zu Extraktionsmittel von 1:2,5 und einer Extraktionszeit von einer Stunde. Durch die Sättigung mit CO₂ wird konventionsgemäss ein pH der Lösung von ca. 4 erreicht. Dies entspricht einem Sättigungsdruck von 0,5 – 6 Bar. Die CO₂-Methode erfasst die P-Konzentration der Bodenlösung sowie einen Teil des Boden-P, welches schnell verfügbar ist (Stünzi, 2006b). Standardmässig wird das CO₂-P ohne Einheit als Testzahl angegeben, wobei gilt *P-Testzahl 1 = 0,155 mg P/kg Boden*. Das schwächere Reagens der CO₂-Methode spiegelt sich auch in der Einteilung in die Versorgungsklassen wider. Werden die Bodenproben in die P-Versorgungsklassen nach GRUD (Flisch et al., 2017) eingeteilt, zeigt sich, dass bei der CO₂-Methode verglichen mit der AAE10-Methode ein höherer Anteil der Proben in die oberen Versorgungsklassen (C oder höher) eingestuft wird.

Problematisch kann die Bestimmung mittels CO₂-Methode bei Böden mit einem Tongehalt von über 40 % werden. In diesen Böden sind die gemessenen P-Werte häufig sehr tief und entsprechen nicht mehr jenem P, welches von den Pflanzen tatsächlich entzogen werden kann (Flisch et al., 2017). Die tonabhängige Extraktionswirkung des CO₂-gesättigten Wasser unterschätzt damit die tatsächlich verfügbare Nährstoffmenge. Bei der Düngungsberechnung wird dieser Unterschätzung Rechnung getragen und der Korrekturfaktor etwas konservativer angesetzt. Weiter nimmt auch bei der CO₂-Methode der Calciumgehalt Einfluss auf die Extraktionswirkung. Die Zugabe von einem Prozent Kalk oder Ca^{2+} zu einer kalkfreien Bodenprobe reduziert den CO₂-P signifikant, die Reduktion stagniert jedoch ab einem Kalkgehalt von 0,5 % (Stünzi, 2006b). Grundsätzlich konnte gezeigt werden, dass die mit der CO₂-Methode extrahierte Fraktion nur pflanzenverfügbar ist. Allerdings wird damit nur ein Teil der tatsächlich verfügbaren Nährstoffmenge extrahiert (Demaria et al., 2005).

4.2.5 Probenahme

Um vergleichbare Resultate zu erhalten, sollte die Probenahme für Ackerland und Naturwiese jeweils möglichst einheitlich erfolgen. Dies betrifft unter anderem den Ort, den Zeitpunkt in der Fruchtfolge und die Entnahmetiefe (Flisch et al., 2017). Für Bodenproben soll der Nährstoffgehalt ohne den Einfluss einer vorherigen Düngung bestimmt werden. Die P-Verfügbarkeit ist ebenso von der Bodenfeuchte und der aktuellen Kultur abhängig (Liebisch et al., 2014). Die Probenahme sollte deshalb während der Wachstumspause im Winter stattfinden. Weiter sollte der Boden in einer Fruchtfolge immer nach der gleichen Frucht beprobt werden.

Auch die Probenahmetiefe beeinflusst das Resultat. Typischerweise sind durch die Bewirtschaftung in den obersten Zentimetern des Bodens die höchsten P-Gehalte zu erwarten. Die P-Verfügbarkeit ist im durchwurzelteten Bereich zudem von der aktuellen Kultur und der Fruchtfolge beeinflusst (Garbouchev, 1966). Durch das Pflügen werden Nährstoffe umgeschichtet und P wird in tiefere Bodenschichten verfrachtet. Im Ackerland (offenes Ackerland und Kunstwiese) werden Bodenproben deshalb in einer Stechtiefe von 0 - 20 cm genommen. Die Stechtiefe bei Naturwiese dagegen liegt bei 0 - 10 cm (Flisch et al., 2017). Bei P-gesättigten Böden kann diese Handhabung jedoch zu Fehleinschätzungen führen, da damit nicht abgebildet ist, wieviel P sich in andere Bodenschichten verlagert hat (Koch et al., 2018, Oehl et al., 2002). Bei Boden-P-Gehalten nahe der Sättigungsschwelle ist mit einer nicht unerheblichen vertikalen Verlagerung des verfügbaren P zu rechnen (Maguire & Sims, 2002). Zudem wird angenommen, dass durch die Aktivität von Bodenlebewesen die obersten 15 cm des Bodens im Schnitt alle 22 Jahre komplett «ausgetauscht» wird (Wilkinson et al., 2009). Um die Vergleichbarkeit von Resultaten zu gewährleisten, ist es jedoch empfehlenswert, herkömmliche Stechtiefen einzuhalten.

Die Körnung des Bodens wirkt sich auch auf den gemessenen P-Gehalt des Bodens aus. Bodenproben werden generell auf einen Siebdurchgang von kleiner als 2 mm gesiebt. Steine und sonstige Partikel, welche für die P-Versorgung irrelevant sind, werden so von der Probe ausgeschlossen. Ein gleicher P-Wert im Labor für einen sehr steinigen Boden, verglichen mit einem steinlosen Boden, kann also in der Realität durch die «Verdünnung» des Bodens durch die Steine tiefer ausfallen (Rühlicke, 2011). Nicht zuletzt beeinflusst die beprobende Person und deren Gewohnheiten die Resultate. Idealerweise werden zu vergleichende Proben von derselben Person gestochen.

4.3 Übersicht P-Boden-Daten Einzugsgebiet

Im Seevertrag war bis 31.12.2013 festgehalten, dass der Versorgungszustand der angemeldeten Flächen alle fünf Jahre anhand von Bodenproben neu bestimmt werden soll. Die Proben wurden von der Kontrollstelle (Qualinova AG, Gunzwil) entnommen und von zertifizierten Labors analysiert. Diese Auflage wurde 2014 aus dem Seevertrag gestrichen.

Für den vorliegenden Bericht lagen 7'826 Bodenproben aus den Einzugsgebieten des Sempacher-, Hallwiler- und Baldeggersees vor, welche zwischen 2009 und 2014 im Rahmen dieser fünfjährigen Kontrollen genommen wurden, vor. Davon stammten 3'723 Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees. Von den 3'723 Proben konnten 1'671 eindeutig als Ackerland- (offenes Ackerland und Kunstwiese) und 1'207 als Naturwiesenproben identifiziert werden. Die restlichen 845 Proben konnten nicht eindeutig zugewiesen werden. Diese Daten

gingen nicht in die nachfolgende Auswertung ein. Somit standen 2'878 Proben zur Verfügung. Die Proben von Naturwiese und Ackerland wurden aufgrund der unterschiedlichen Probenahmetiefe separat analysiert. Quantitative Vergleiche zwischen beiden Nutzungstypen wurden vermieden. Der P-Gehalt dieser Proben wurde sowohl nach der AAE10-Methode als auch nach der CO₂-Methode bestimmt. Die Datensätze jedes Jahres setzen sich unterschiedlich zusammen, da jedes Jahr unterschiedliche Flächen beprobt wurden. Aus diesem Grund wurden die Daten über alle Jahre aggregiert und Mittelwerte bzw. Mediane verglichen. Obwohl in Abbildung 18 die P-Testzahlen (Testzahl 1 entspricht 0,155 mg P/kg Boden) gezeigt werden, ist ersichtlich, dass die mittleren Boden-P Werte für die AAE10-Methode verglichen mit der CO₂-Methode sowohl für Ackerland als auch für Naturwiese höher ausfallen. Nur in neun der 2'878 Proben fiel der P-Wert nach der AAE10-Methode kleiner aus als nach der CO₂-Methode. Dies entspricht den Erwartungen, da bei der AAE10-Methode ein stärkeres Extraktionsmittel eingesetzt wird.

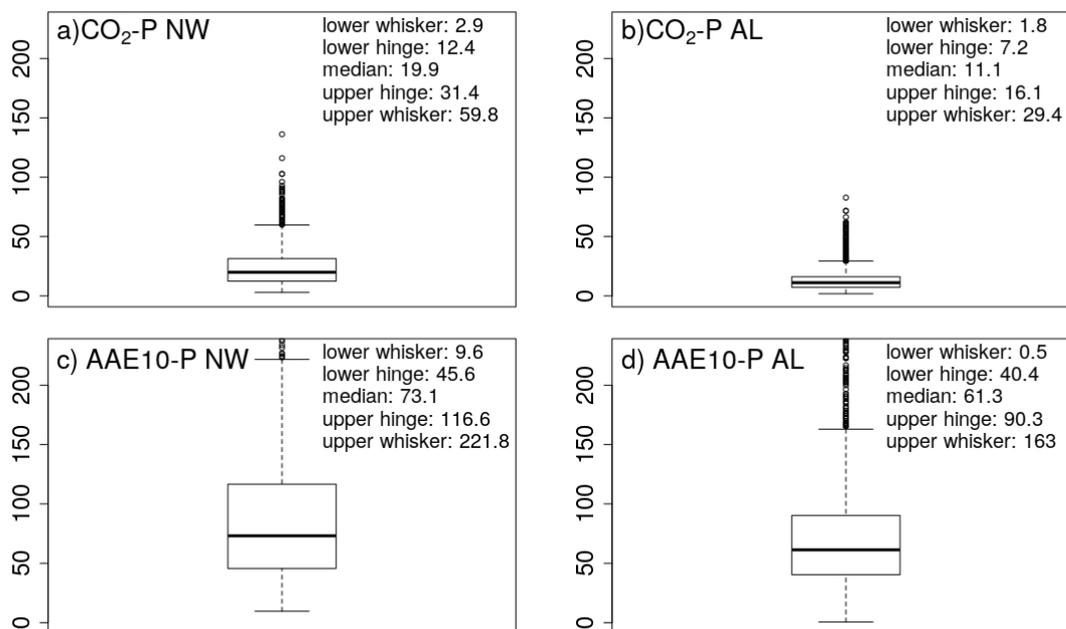


Abbildung 18: Boxplots des Boden-P (P-Testzahl) für die Extraktionsmethoden CO₂ [P-Testzahl] und AAE10 [mg/kg] auf Ackerland (AL) bzw. Naturwiese (NW) in 2878 Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014)

Abbildung 19 zeigt die lineare Beziehung zwischen den beiden Methoden unter Berücksichtigung des pH-Wertes. Für Böden mit pH-Werten bis 6,8 liegt das Bestimmtheitsmass sowohl für Naturwiese als auch für Ackerland etwas höher ($R^2 = 0,62$ respektive 0,56) verglichen mit der Korrelation der Proben mit pH über 6,8 ($R^2 = 0,50$ respektive 0,53). Die Korrelationen sind grundsätzlich für Naturwiese besser als für Ackerland obwohl der Datensatz der Ackerlandproben grösser ist als jener der Naturwiesenproben.

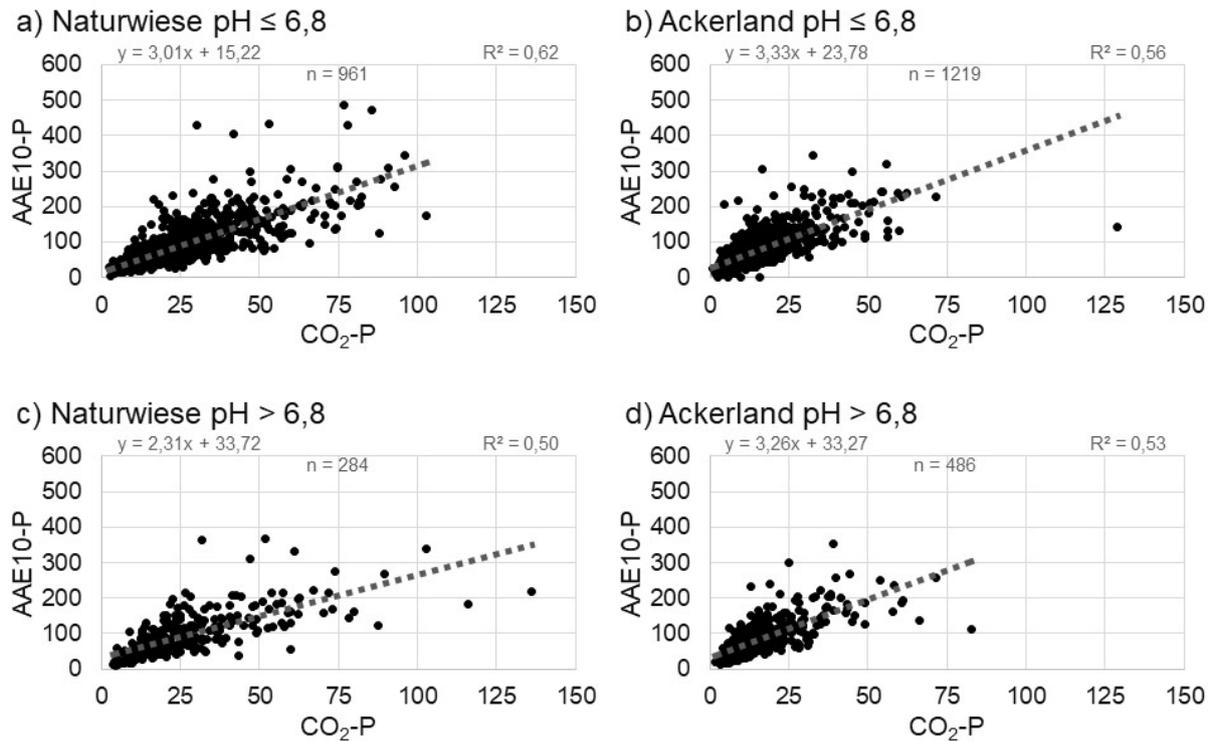


Abbildung 19: Korrelation der mit den zwei Extraktionsmethoden CO_2 [P-Testzahl] und AAE10 [mg/kg] gemessenen Boden-P-Gehalten in Bodenproben mit pH ≤ 6,8 respektive pH > 6,8 von Ackerland und Naturwiese aus insgesamt 2878 Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014).

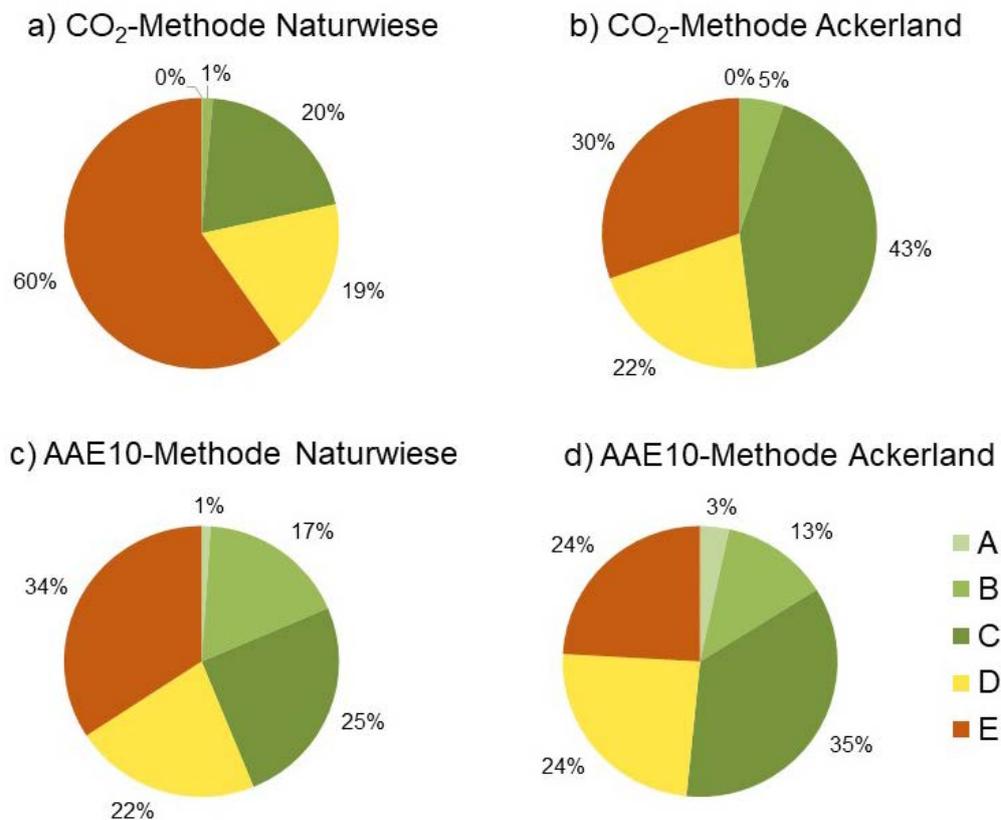


Abbildung 20: Prozentuale Anteile der Bodenproben in den jeweiligen Versorgungsklassen nach den zwei Extraktionsmethoden CO_2 und AAE10 auf Ackerland bzw. Naturwiese in 2878 Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014).

Mit dem Klassierungsschema der AAE10-Methode wird ein grösserer Teil der Bodenproben mit dem Versorgungsgrad genügend (C) oder schlechter (B, A) bewertet (Abbildung 20, Fleisch et al., 2017). Dies ist vor allem für die Bodenproben aus Naturwiesenparzellen der Fall. Insgesamt ist auffällig, dass für die CO₂-Methode ein grösserer Anteil in die zwei obersten Versorgungsklassen D und E fällt als für die AAE10-Methode. Dies deckt sich mit folgender Aussage nach BLW (2014): «Der Vergleich der P-Versorgung der Böden gemäss der CO₂- und der AAE10-Methode zeigt, dass mit der AAE10-Methode die P-Versorgung häufig tiefer eingeschätzt wird». Dies entspricht auch Beobachtungen, die in anderen Projekten und in der Praxis gemacht werden. Eine Erklärung dafür kann häufig nicht gegeben werden. Da das untersuchte Gebiet in einer tierhaltungsintensiven Region mit historisch hohem Einsatz von Hofdüngern liegt, sind die mit der CO₂-Methode gewonnenen Werte aussagekräftiger (Fleisch & Zimmermann 2018).

Die AAE10-Methode zeigt bei einem hohem Kalkgehalt Sättigungseffekte und ist für einen Boden mit einem pH-Wert von über 6,8 nicht geeignet (siehe Kapitel 4.2.3; Fleisch & Zimmermann 2018; BLW, 2016). Abbildung 21 zeigt die pH-Verteilung im Untersuchungsgebiet. Für 23 % der Bodenproben (rot eingefärbt) wären Aussagen über den P-Gehalt nach der AAE10-Methode problematisch. Dies ist bei der Interpretation von Abbildung 18 und Abbildung 20 zu beachten, die den gesamten Datensatz beinhalten.

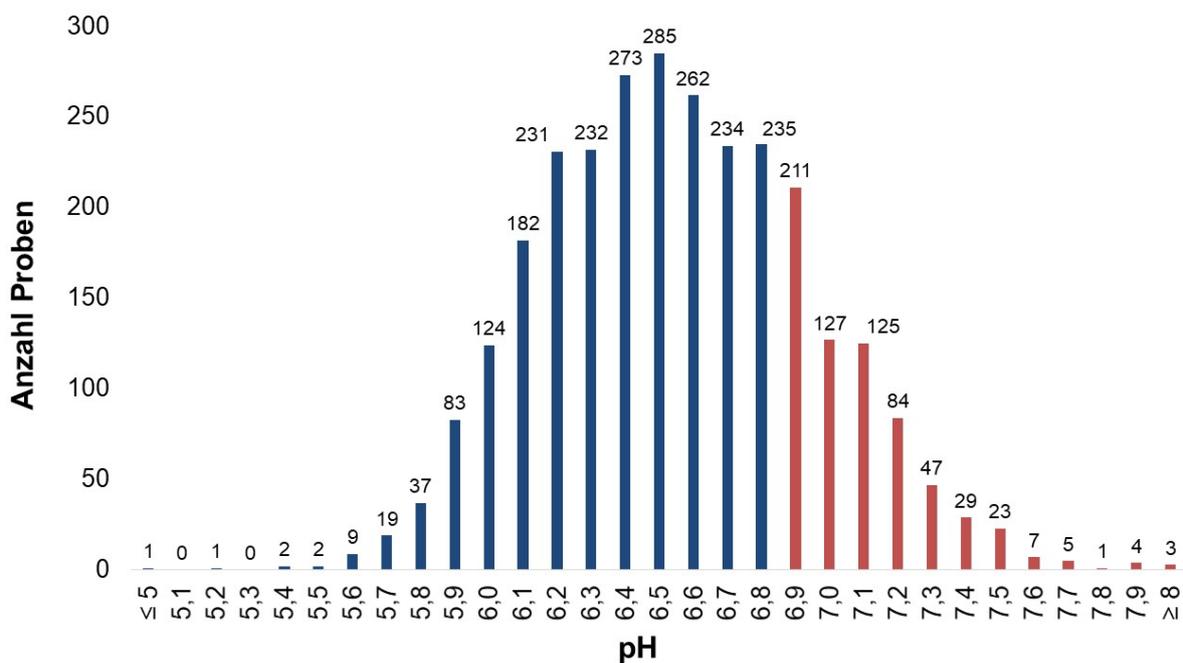


Abbildung 21: Verteilung der pH-Werte der 2878 Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014) als Histogramm.

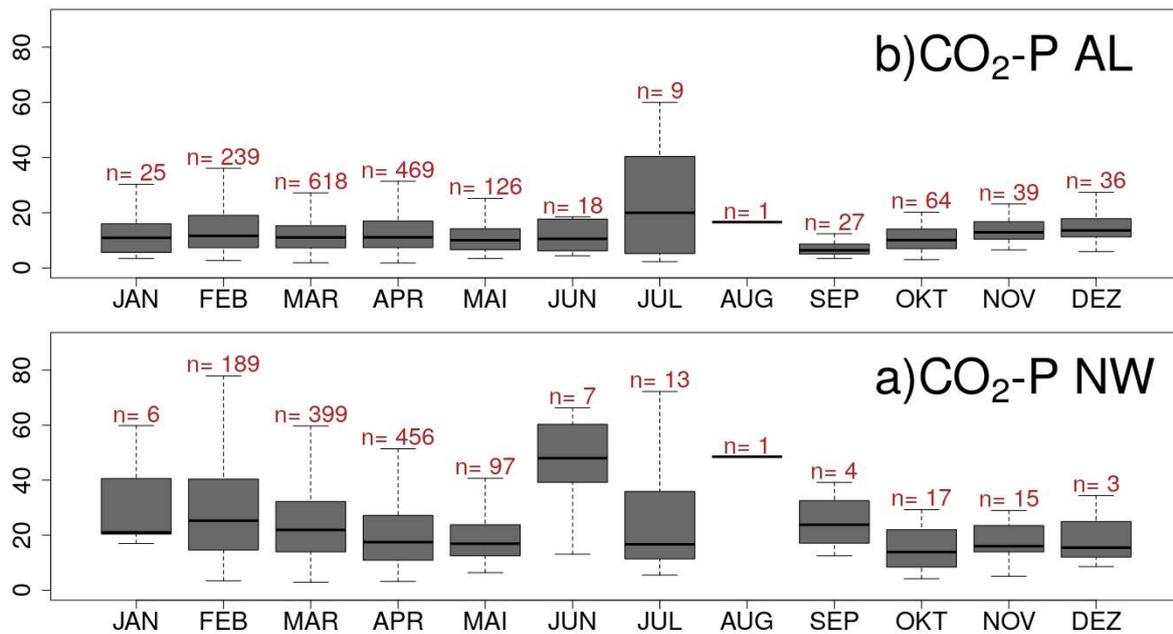


Abbildung 22: Monatliche CO₂-Boden-P-Testzahlen ohne Ausreisser der 2878 Proben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014) auf Naturwiese (NW) bzw. Ackerland (AL).

Betrachtet man die Verteilung der Boden-P-Werte in Bezug auf den Zeitpunkt der Probenahme, fällt auf, dass sowohl im Ackerland als auch unter Naturwiese im Sommer (Juni, Juli) höhere Werte gemessen werden, und diese mit einer grösseren Streuung behaftet sind (Abbildung 22). Dies liegt einerseits an einer kleineren Anzahl Proben aus diesen Monaten, andererseits ist der Boden-P während der Vegetationsperiode stark von der aktuellen Düngung und dem Pflanzenentzug beeinflusst.

4.3.1 Empfehlung P-Extraktionsmethode

Für beide Methoden gilt, dass die gemessene Konzentration keine direkte quantitative Auskunft über den gelösten P im Gewässer geben kann. Die Beziehung zwischen Boden-P und P-Fracht im Gewässer ist auch stark von den Standorteigenschaften (Neigung, Durchlässigkeit, Gewässeranschluss etc.) und den damit verbundenen dominierenden Transportprozessen (Abschwemmung, Interflow etc.) abhängig (siehe dazu Kap. 8.4). Wird ein relevanter Teil des P über Versickerung oder oberflächennahen Abfluss verfrachtet, bildet die CO₂-Methode das damit eingetragene P gut ab. Dominiert hingegen Erosion, entspricht das verfrachtete P dem potentiell austauschbaren P des Bodens bzw. der obersten Bodenschicht. Bei diesen Eintragungspfaden ist die Frage nach der tatsächlich algenwirksamen P-Fraktion entsprechend wichtiger, und Methoden, welche eine grössere potentiell mobilisierbare P-Fraktion extrahieren, bilden die tatsächlichen Verhältnisse eventuell besser ab. Andererseits bleibt zu klären, welche Fraktion nach dem Transport über die Einzugsgebietsgewässer tatsächlich im See in Lösung gehen. Die Extraktionsmethode muss dementsprechend der Fragestellung und den zu erwartenden Prozessen im untersuchten System angepasst werden. Weder die AAE10- noch die CO₂-Methode bildet das organisch gebundene P ab, welches häufig einen potentiell labilen Pool darstellt (Bünemann et al., 2007).

Aus den in Kapitel 4.2 genannten Gründen und den Abbildungen in Kapitel 4.3 geht hervor, **dass die CO₂-Methode für die vorliegende Fragestellung den geeigneteren Ansatz darstellt**. Diese Einschätzung wurde auch von den beiden angefragten Experten, Emmanuel Frossard (ETHZ) und Rene Flisch (Agroscope), bestätigt. Die CO₂-Methode ist robuster gegenüber Bodeneigenschaften und Bodenzusammensetzung. Weiter repräsentiert das CO₂-Extrakt die P-Konzentration in der Bodenlösung, welche in unserer Fragestellung dem transportierten P entspricht, besser. Die natürlichen Bedingungen werden so besser simuliert und die CO₂-Methode bildet P-Frachten, welche ins Gewässer gelangen könnten, besser ab. Der mit der CO₂-Methode bestimmte P-Gehalt ist tatsächlich pflanzen- und auch algenverfügbar. Im Gegensatz dazu löst die AAE10-Methode auch P aus dem Boden, der nicht algenverfügbar ist (Demaria et al., 2005). Bei höheren pH-Werten (pH > 6,8) sind die Ergebnisse der AAE10-Methode zudem stark von den Bodeneigenschaften abhängig, bilden je nach Kalkgehalt unterschiedliche Anteile des mineralisch gebundenen P ab. Bei sehr hohen Kalkgehalten sinkt zudem die Extraktionswirkung für P stark. Die Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees weisen zu einem Anteil von 23 % einen pH über 6,8 aus. Unter der Verwendung der AAE10-Methode könnte deshalb für fast ein Viertel der Flächen im Untersuchungsgebiet keine Aussagen gemacht werden.

Um eine Tendenz in den zeitlichen Veränderungen des Boden-P-Gehalts erkennen zu können, müssen Zeithorizonte von über 10 Jahren betrachtet werden. Für die CO₂-Methode zeigen sich Tendenzen schneller als mit der AAE10-Methode (Keller & van der Zee, 2004).

Nebst der Extraktionsmethode ist auch die Probenahme von grosser Bedeutung. Für vergleichbare Ergebnisse sollten die Bodenproben vor der Vegetationsperiode (Februar, März) gestochen werden. Auf Einheitlichkeit bezüglich Einstichtiefe und Ablauf der Beprobung (z.B. Beprobungsmuster, Anzahl Unterproben pro Mischprobe) sollte ebenfalls geachtet werden.

4.3.2 Inhaltliche Auswertung nach CO₂-Methode

Entsprechend den Empfehlungen wurden für die weitere inhaltliche Auswertung nur noch die Resultate der CO₂-Methode berücksichtigt. Allgemein lässt sich sagen, dass die Verteilung und die Höhe der Boden-P-Werte im Einzugsgebiet des Baldeggersees derjenigen aus dem gesamten Gebiet der Luzerner Mittellandseen gleichen (Anhang 4, Abbildung IX). Es handelt sich beim Einzugsgebiet des Baldeggersees also um keine für die Region ausserordentlich belasteten Flächen. Dies erstaunt nicht, da die gesamte Region von einer historisch tierintensiven Landwirtschaft geprägt ist. Im gesamtschweizerischen Vergleich wird aber deutlich, dass es sich bei den Einzugsgebieten der Luzerner Mittellandseen um überdurchschnittlich stark P-belastete Flächen handelt (Anhang 4, Abbildung X; Flisch & Zimmermann, 2018).

Abbildung 20 zeigt die prozentualen Anteile der Bodenproben in den jeweiligen Versorgungsklassen nach GRUD (Flisch et al., 2017). Der grösste Teil der Ackerflächen liegt unter Verwendung der CO₂-Methode in der Klasse C (43 %) gefolgt von den Klassen E (30 %) und D (22 %). In den Versorgungsklassen A und B liegen zusammen rund 5 % der Proben. Dies bedeutet, dass mehr als die Hälfte der Ackerflächen (52 %) überversorgt sind (Klassen D und E). Der Median der CO₂-P Gehalte der Ackerflächen liegt bei der P-Testzahl 11,1 (Abbildung 18).

Die 1'245 Proben aus Schlägen mit Naturwiese sind nach Versorgungsklassifizierung der GRUD noch stärker übertversorgt. Mehr als die Hälfte der Proben (60 %) wurden in die Versorgungsklasse E eingeteilt. Weitere 19 % sind mit D klassifiziert, während ungenügend bis genügend versorgte Böden nur noch weniger als einen Viertel der Proben ausmachen (C: 20 %, B: 1 % und A: 0 %). Der Median der CO₂-P Gehalte der Graslandböden liegt bei der P-Testzahl 19,9 (Abbildung 18). Neben der unterschiedlichen Beprobungstiefe kann dieser Unterschied auch mit einem aktuell und historisch übermässigen Einsatz von Hofdüngern erklärt werden. Das Gülleführen lässt sich auf Naturwiesenflächen das ganze Jahr über – sofern die Witterungsbedingungen dies erlauben – durchführen, während die Düngung auf Ackerflächen durch die Entwicklung der Kultur eingeschränkt ist. Der Grossteil der Hofdünger wird also hauptsächlich auf Graslandparzellen ausgebracht. Dies lässt sich auch den Wiesenjournalen/Feldkalender einiger Landwirtinnen und Landwirten aus dem Einzugsgebiet lesen. Je nach Bewirtschafterin und Bewirtschafter kommen auf einzelnen Flächen bis zu zehn jährliche Güllegaben vor, während andere Flächen nur einmal jährlich gedüngt werden. Schweizweit fallen ebenfalls mehr Graslandflächen in die obersten zwei Versorgungsklassen (Flisch & Zimmermann, 2018). Allerdings handelt es sich bei den Graslandflächen des Untersuchungsgebiets um Flächen mit überdurchschnittlich hoher P-Versorgung. Insgesamt weichen die Proben besonders in den Anteilen der Versorgungsklassen A und B (arm bzw. mässig versorgt) vom Schweizer Durchschnitt ab. Während diese Versorgungsklassen schweizweit einen Anteil von 12 - 22 % (Futterbau) respektive 14 - 22 % (Ackerbau) ausmachen (Flisch & Zimmermann, 2018), sind es im Untersuchungsgebiet lediglich 2 % (Naturwiese) respektive 10 % (Ackerland).

Die Einteilung in die Versorgungsklasse E ist gegen oben offen. Betrachtet man die P-Testzahlen (CO₂-P Abbildung 18), sind die Ergebnisse entsprechend noch klarer. Neben einzelnen Ausreissern, die P-Testzahlen bis 136,2 (Naturwiese) bzw. 128,8 (Ackerland) anzeigen, waren Werte über 30 keine Seltenheit (Abbildung 18a). Dies bedeutet, dass ein relevanter Teil der Flächen bezüglich P-Gehalt die Klassifizierungstabelle der GRUD (Flisch et al., 2017) sprengt. Solch hohe Gehalte legen nahe, dass die Sättigungskapazität des Bodens erreicht ist, und die Gefahr eines P-Austrags via Versickerung und präferentiellem Fluss stark erhöht ist (Haygarth & Jarvis, 1999). Messungen im Einzugsgebiet des Baldeggersees ergaben Sättigungsgrade zwischen 40 und 60 % (Frossard et al., 2011). Auch im benachbarten Einzugsgebiet des Sempachersees wurden hohe Sättigungsgrade von 22 (extensiv genutzte Naturwiese) bis 88 % (intensiv genutzte Naturwiese) gefunden (Keller & van der Zee, 2004). Bei einzelnen Parzellen mit hohen P-Gehalten wurden bis in eine Tiefe von 30 cm erhöhte P-Sättigungsgrade von 40-60 % gemessen. In dieser Studie wurde auch eine gute Korrelation zwischen CO₂-P und dem Sättigungsgrad des Bodens gefunden. Unterschiedliche Bodeneigenschaften haben jedoch Einfluss auf die potentielle Sättigungskapazität. Deshalb kann nicht direkt von den gemessenen CO₂-P-Werten auf den Sättigungsgrad geschlossen werden. Des Weiteren ist auch der kritische Sättigungsgrad abhängig von der Bodenart (Schoumans & Chardon, 2015). Trotzdem muss davon ausgegangen werden, dass zumindest einzelne Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees stark bezüglich P gesättigt sind.

Mit der Teilnahme am Seevertrag hat sich ein Teil der Landwirtinnen und Landwirte im Untersuchungsgebiet seit dem Jahr 2000 zu Massnahmen zur Reduktion der P-Frachten aus der Landwirtschaft verpflichtet (LAWA, 2018). Die Massnahme 1 des Seevertrages ab 2014 lautet «*Der Phosphor-Bedarf der Kulturen darf maximal zu 90 % gedeckt werden (Berechnung mit Methode «Suisse-Bilanz»)*» (LAWA, 2018), womit direkt Einfluss auf die P-Versorgung der

Flächen (auf Betriebsebene) genommen wird. Rund 90 % der untersuchten Proben stammen von Flächen mit Seevertrag. Dies entspricht in etwa der durchschnittlichen Teilnahmedichte am Seevertrag. Die P-Testzahlen der Flächen mit Seevertrag liegen im Mittelwert 1,1 (Ackerland) bzw. 1,9 (Naturwiese) tiefer als jene der Flächen ohne Vertrag (Abbildung 23). Dieser Unterschied ist statistisch nicht signifikant. Demnach bleiben Zweifel, ob die Massnahmen, welche die P-Bilanz betreffen, die erwarteten Resultate brachten. Beim Vergleich der Werte muss jedoch mit Verzerrungen durch die ungleiche Stichprobengrösse und Unsicherheiten bezüglich der Teilnahmedauer gerechnet werden. Analysen von Betriebsdaten der 18 Betriebe aus dem Teileinzugsgebiet «Obere Ron» ergaben, dass die zwei Betriebe, welche nicht dem Seevertrag unterliegen, höhere Tierdichten (3,4 im Gegensatz zu 2,4 GVE/ha düngbare Fläche) und höhere P-Bilanzsalden ausweisen. Betriebe im Seevertrag gaben in der Suisse-Bilanz im Mittel ein P-Bilanzsaldo von rund 83 % an, während jene zwei befragten Betriebe, die nicht im Seevertrag sind, Bilanzsalden von 99 bzw. 104 % angaben.

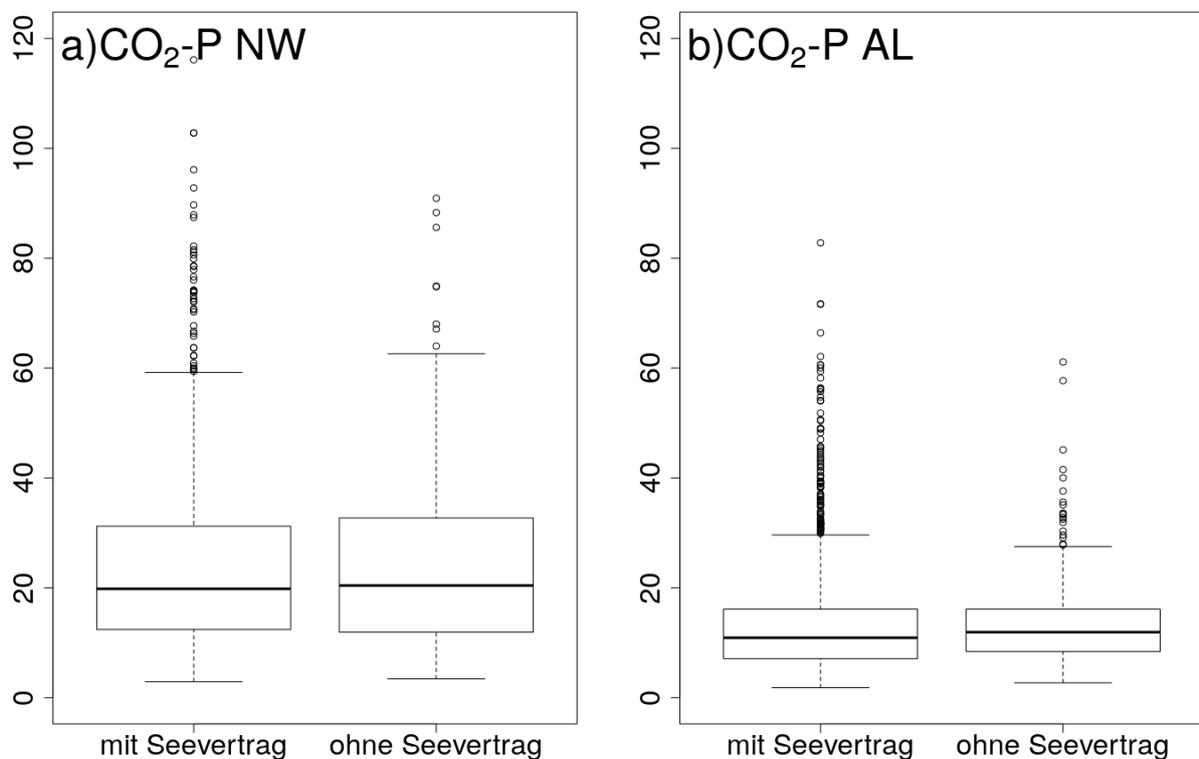


Abbildung 23: CO₂-Boden-P-Testzahlen der 2878 Proben von Betrieben mit bzw. ohne Seevertrag aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014) auf Naturwiese (NW) bzw. Ackerland (AL).

4.3.3 Boden-P-Karte

Zur Identifikation der räumlichen Verteilung der Stoffquellen wurde auf Basis des Boden-P-Datensatzes aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees eine Karte mit den P-Gehalten erstellt. Dabei galt es auch, die unterschiedlichen Teileinzugsgebiete einzeln zu betrachten, um etwaige regionale Unterschiede in der P-Belastung der landwirtschaftlichen Flächen festzustellen. Für die Georeferenzierung wurden, wo vorhanden, anhand der Parzellennummer und Gemeindenummer die beprobten Flächen identifiziert. Dies war mit Schwierigkeiten behaftet, da keine Zuordnung der Schläge zu den Parzellennummern möglich war. Vielerorts fehlten

entsprechende Aufzeichnungen oder waren nicht aktuell. Falls Teilschläge einer Parzelle zugeordnet werden konnten, wurden die gemessenen Gehalte auf die Gesamtparzelle hochgerechnet. Umgekehrt wurde ein Mittelwert gerechnet, falls Daten zu P-Gehalten mehrerer Schläge derselben Parzelle existierten. Falls P-Messungen aus mehreren Jahren vorhanden waren, wurden nur die aktuellsten Messungen verwendet. Abbildung 24 zeigt die räumliche Verteilung der P-Testzahlen ($\text{CO}_2\text{-P}$) für die Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees, für welche Daten vorhanden waren. Die Einteilung in die Versorgungsklassen A - E entspricht jener für einen Boden mit mittlerem Tongehalt. Die schraffierten Flächen stellen Lücken in der Datengrundlage dar.

Aus der Karte kann gelesen werden, dass sich keine räumliche Konzentration der P-Gehalte abzeichnet. Sehr stark versorgte Flächen (Versorgungsklasse E) finden sich über das gesamte Einzugsgebiet verteilt. Betrachtet man jedoch die prozentuale Verteilung der Versorgungsklassen der einzelnen Teileinzugsgebiete, so zeigen sich geringe Unterschiede (Abbildung 25). So wurde für das Einzugsgebiet des Mühlbachs der tiefste flächengewichtete Mittelwert der P-Testzahl ($\text{CO}_2\text{-P}$) berechnet. Für die Obere Ron wurde ein deutlich höherer Wert berechnet, sodass die Flächen im Mittel knapp eine Versorgungsklasse höher liegen (Versorgungsklasse E statt D). Abbildung 25 zeigt zudem, dass die Teileinzugsgebiete auch sehr unterschiedlich abgedeckt sind. Während im Einzugsgebiet Stägbach für weniger als die Hälfte der Fläche P-Daten zugeordnet werden konnten, ist das Gebiet des Mühlbach fast zu 100 % erhoben.

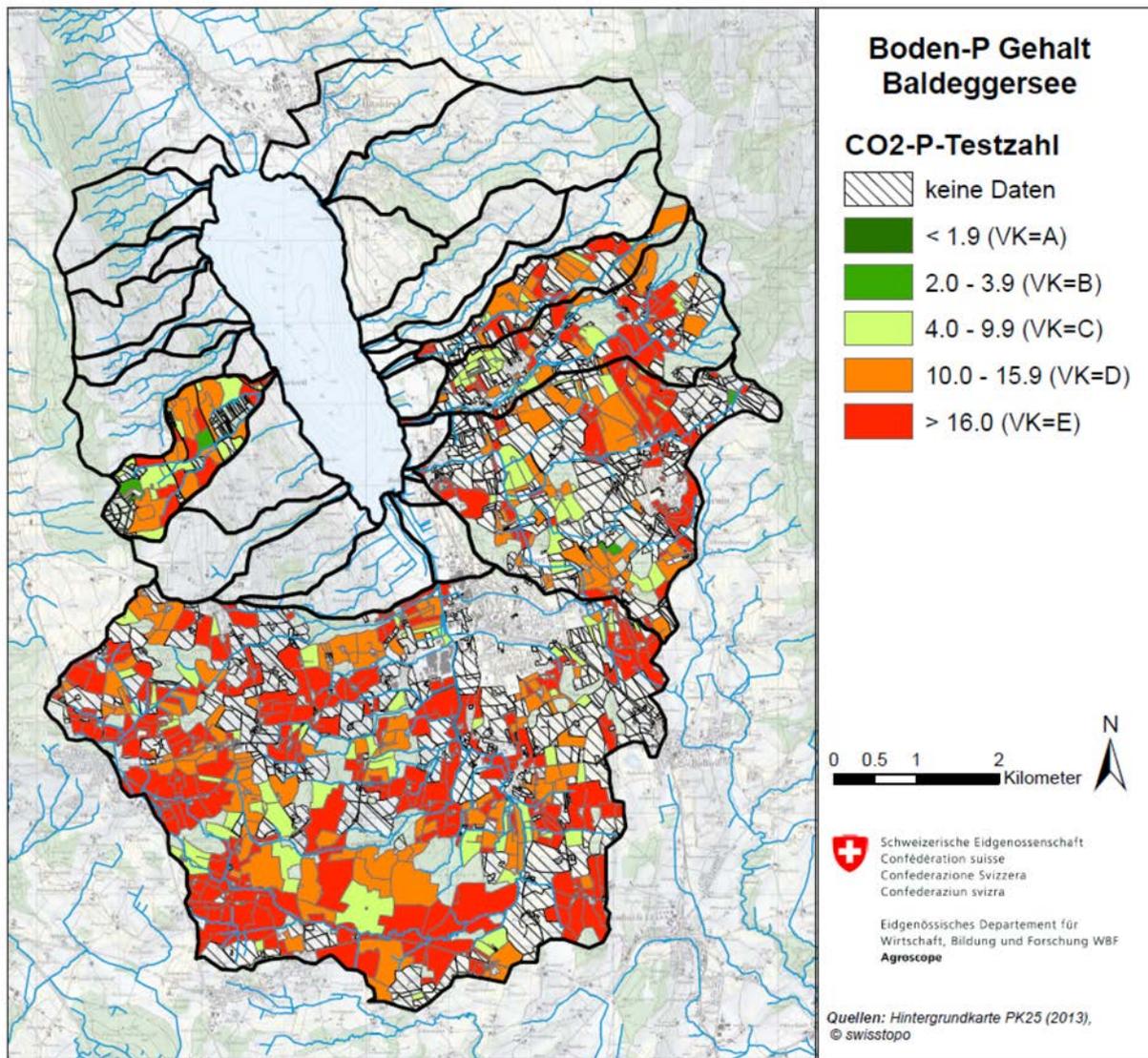


Abbildung 24: Karte der Boden-P-Verteilung (P-Testzahl CO₂-extrahierbares P) und die zugehörige Einteilung in die P-Versorgungsklassen (VK) nach Fisch et al. (2017) berechnet für einen Boden mit mittlerem Tongehalt im Einzugsgebiet des Baldeggersees (2009 - 2014).

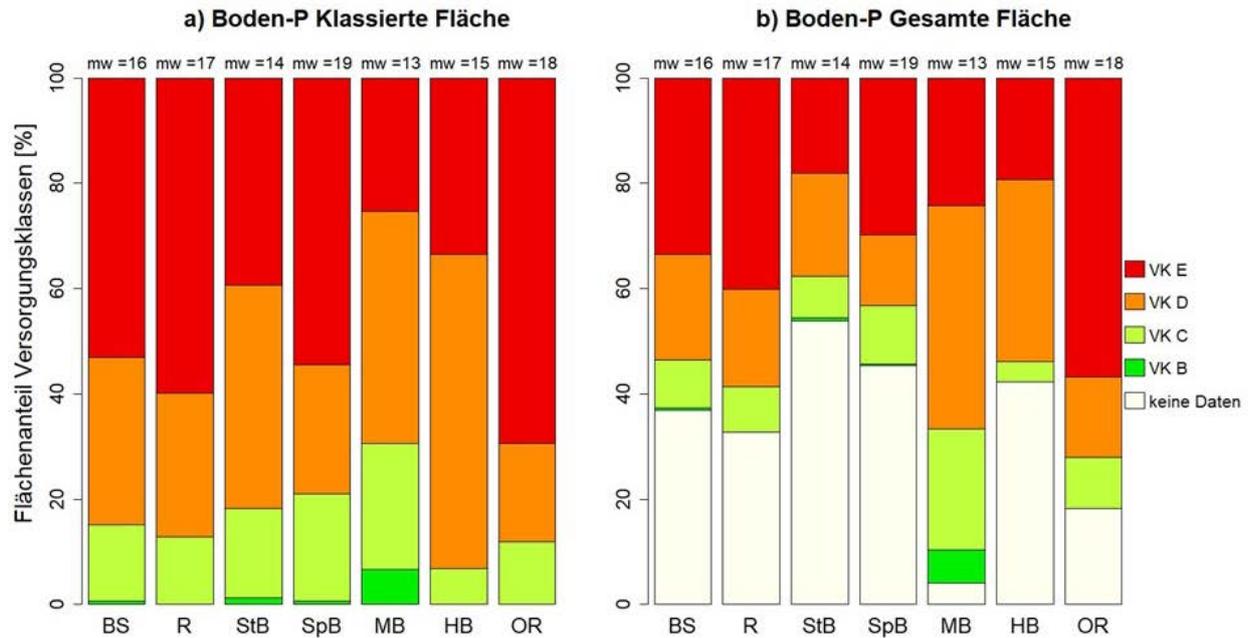


Abbildung 25: Verteilung der prozentualen Anteile der CO_2 -P-Versorgungsklassen (VK) nach Flisch et al. (2017) an a) der klassierten Fläche und b) der gesamten Fläche, berechnet für einen Boden mit mittlerem Tongehalt mit flächengewichtetem Mittelwert der P-Testzahl (mw) der Teileinzugsgebiete des Baldeggersees (Gesamteinzugsgebiet (BS), Ron (R), Stägbach (StB), Spittlisbach (SpB), Mühlbach (MB), Höhibach (HB) und Obere Ron (OR) basierend auf der Georeferenzierung (2009 - 2014).

5 Feldarbeiten

Wie in der Einleitung (Kap.1.3) erwähnt, sollen insbesondere Feldarbeiten dabei helfen, Antworten auf die im Auftrag (Kap. 1.2) formulierten Ziele zu liefern. Im Folgenden werden die durchgeführten Feldarbeiten erläutert und die daraus gewonnenen Erkenntnisse präsentiert.

5.1 Testeinzugsgebiet «Obere Ron»

Da die Durchführung der Feldarbeiten im gesamten Einzugsgebiet aus logistischen Gründen nicht durchführbar ist, wurde entschieden, sich bei den Feldarbeiten auf ein Testeinzugsgebiet zu fokussieren. Dabei wurde das Einzugsgebiet der «Oberen Ron» (Abbildung 26) gemeinsam mit der Begleitgruppe ausgewählt. Einer der Hauptgründe der Auswahl bestand darin, dass es als Teil der Ron zu den am stärksten von P-Verlusten betroffenen Gebieten gehört (Abbildung 27).

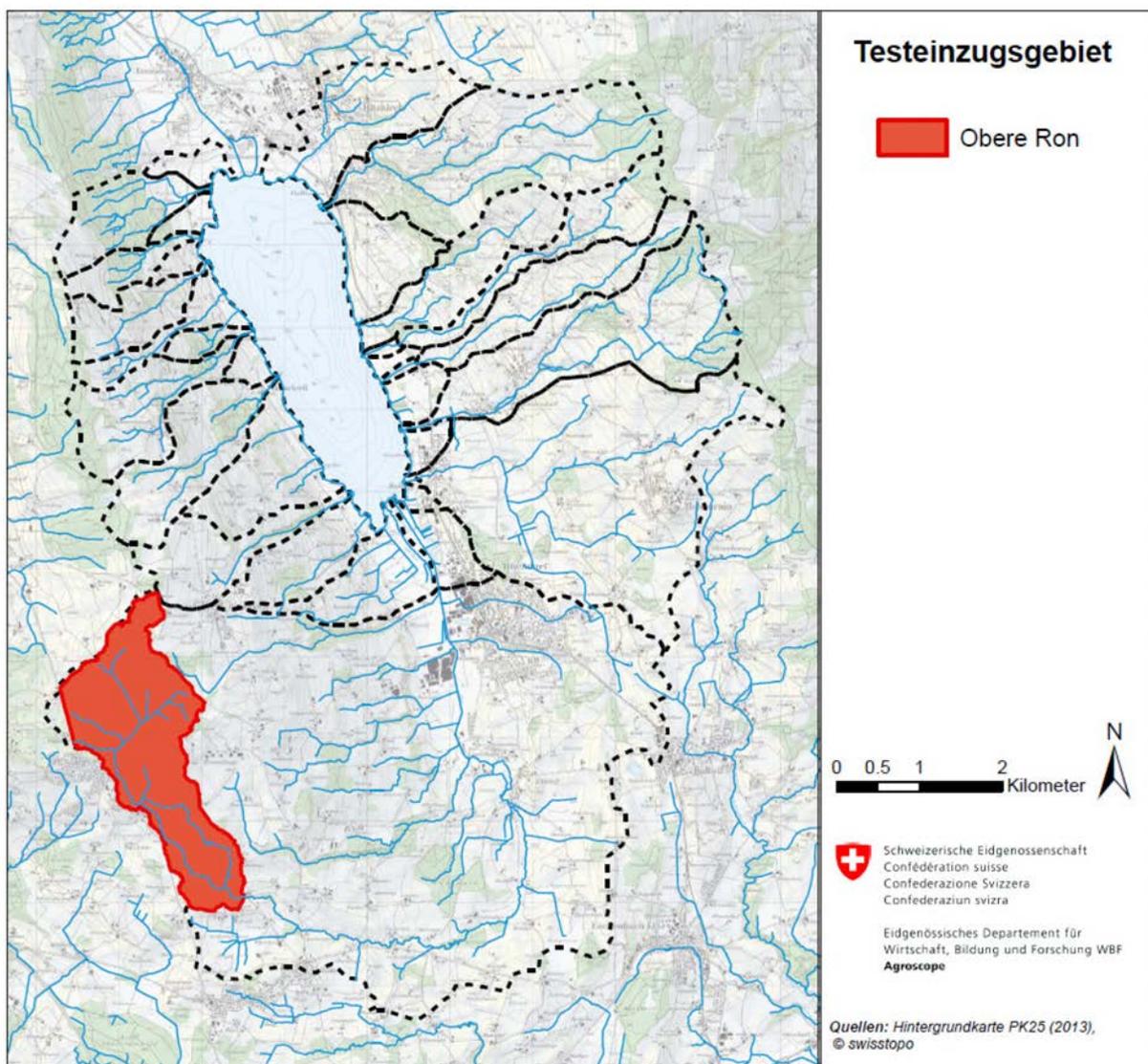


Abbildung 26: Lage des Testeinzugsgebietes Obere Ron.

Das Einzugsgebiet der Oberen Ron befindet sich im westlichen Teil des Ron-Einzugsgebietes. Es umfasst das Quellgebiet der Ron und liegt hauptsächlich auf der Gemarkung der Gemeinde

Hildisrieden (kleine Teile in den Gemeinden Beromünster, Römerswil und Rain). Von der Gesamtfläche von 3,6 km² wird der Grossteil (84 %) landwirtschaftlich genutzt. Der Anteil an Siedlungsflächen beträgt 3 % und der Anteil an Wald 13 %.

Im Anhang 5 befinden sich weitere Karten des Einzugsgebietes der oberen Ron zu den Themen:

- Hydrological Response Units (Abb. XI)
- Topographic Wetness Index (Abb. XII)
- Flow Accumulation Multiple Flow Algorithm (Abb. XIII)
- Gefährdungskarte Oberflächenabfluss (Abb. XIV)
- Teilnahme Seevertrag (Abb. XV)

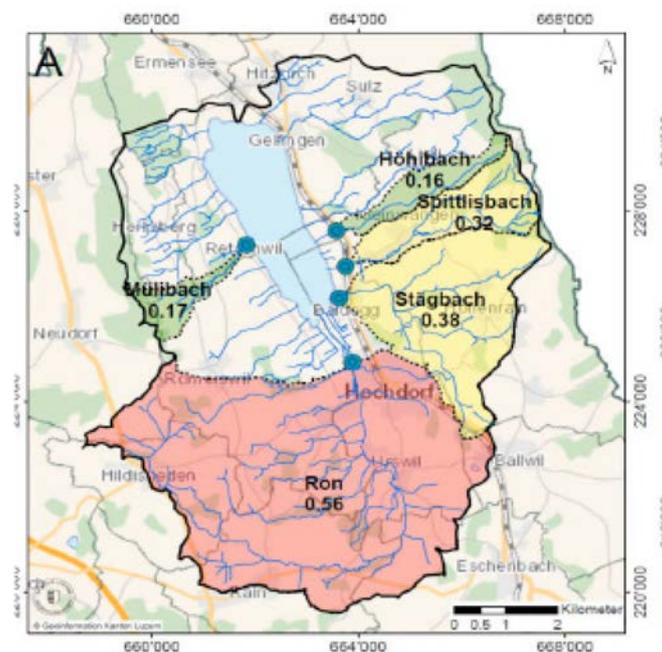


Abbildung 27: Mittlere jährliche algenwirksame P-Einträge in den Baldeggersee (2008 - 2012) pro gemessenes Teileinzugsgebiet in kg/ha und Jahr. Die Farbgebung bezieht sich auf die Klassierung des chemischen Zustandes nach dem Modul-Stufenkonzept (Quelle: UWE (2018a)).

5.2 Automatische Probennehmer

Im Testeinzugsgebiet wurden drei automatische Probennehmer des Fabrikats ISCO installiert (Abbildung 28 und Abbildung 29). An jeder der drei Messstationen wurde kontinuierlich (10 - Minuten-Werte) der Wasserstand aufgezeichnet. Durch Abflussmessungen (per Salzverdünnungsmethode) zu unterschiedlichen Wasserständen wurde anschliessend für die Standorte ISCO 1 und ISCO 2 eine Wasserstand-Abfluss-Beziehung erstellt und die Abflussmengen daraus hergeleitet. Am Standort ISCO 3 wurde ein V-Wehr installiert und der Abfluss über die Wehrformel berechnet.

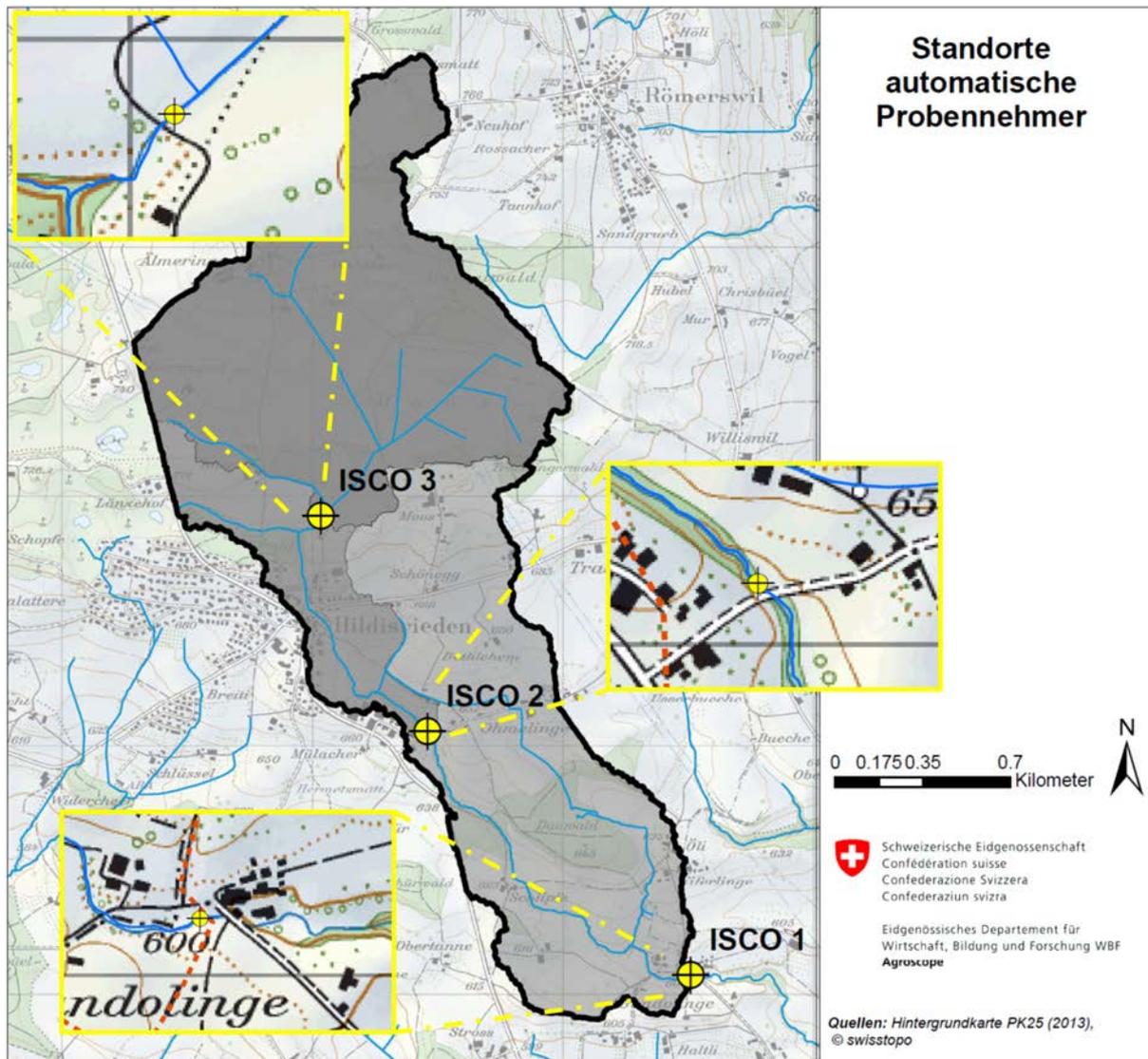


Abbildung 28: Standorte der drei automatischen Probennehmer im Testeinzugsgebiet Obere Ron.

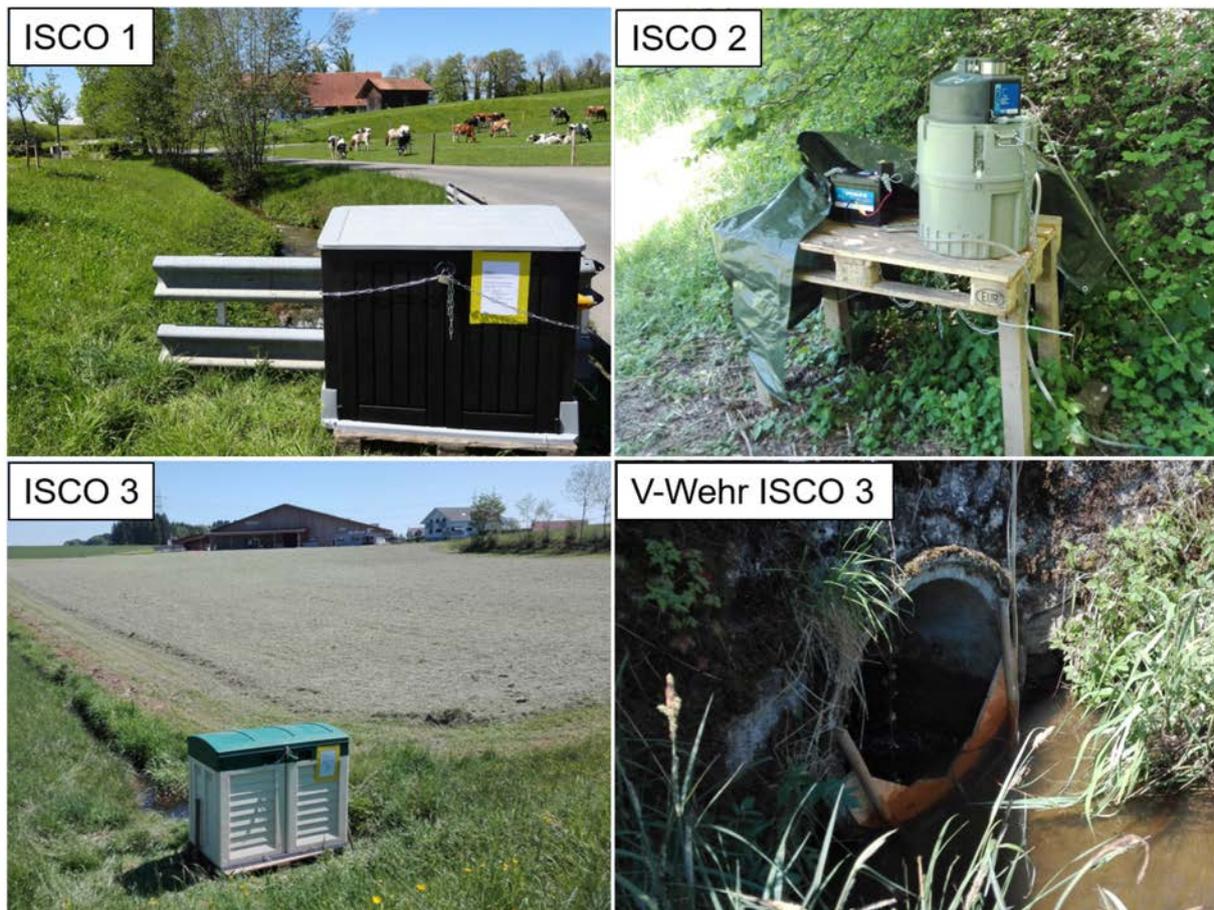


Abbildung 29: Impressionen der automatischen Probenehmer.

Die Auswahl der Standorte wurde in Absprache mit Experten des UWE und LAWA des Kantons Luzern getroffen. Neben der Berücksichtigung von pragmatischen Gesichtspunkten (Zugänglichkeit, Möglichkeit einer Installation, Sicherheit vor Vandalismus usw.) wurde versucht, Gebiete mit unterschiedlichen Charakteristiken abzudecken, um so das Konzept der beitragenden Flächen zu überprüfen und Erkenntnisse zu verschiedenen Prozessen zu gewinnen.

Der Standort ISCO 3 umfasst die obersten Quellgebiete der Ron. In diesem Bereich des Hildisrieder Moos liegen umfassende Drainagesysteme vor. Der Standort eignet sich daher ideal, um die Abfluss- und P-Dynamik eines drainierten Halbmoores zu untersuchen.

Der Standort ISCO 2 liegt einige hundert Meter weiter bachabwärts. Das zusätzlich zum ISCO 3 hinzukommende Einzugsgebiet umfasst im Wesentlichen die Fläche des Dorfes Hildisrieden, in dessen Bereich einige Einleitungen in den Bach zu finden sind. Dort können daher Erkenntnisse zum Einfluss von versiegelten Flächen und urbanen Einleitungen (Regenwasserentlastungen etc.) gewonnen werden. Das Einzugsgebiet des ISCO 1 umfasst die bereits genannten Gebiete und beinhaltet zusätzlich einen grossen Anteil an landwirtschaftlicher Fläche, die sehr typisch für das Gesamteinzugsgebiet ist. In Tabelle 6 sind die wichtigsten Charakteristika der einzelnen Teilanzugsgebiete zusammengefasst.

Tabelle 6: Charakteristika der Teileinzugsgebiete im Testeinzugsgebiet Obere Ron.

	ISCO 3	ISCO 2	ISCO 1
Einzugsgebietsfläche (km ²)	1,6	2,1	3,6
Anteil landwirtschaftliche Fläche (%)	87	83	85
Anteil Siedlungsfläche (%)	0	4	2
Anteil Wald (%)	13	13	13
Durchschnittliche Höhe (m.ü.M.)	726	719	691
Durchschnittliche Neigung (%)	3,8	4,3	4,5

5.2.1 Methodik Ereignisbeprobungen

Nach der Installation der automatischen Probenehmer (siehe Tabelle 7) wurden diese so programmiert, dass sie mit der Beprobung begannen, wenn der Abfluss von der kantonalen Abflussmessstelle der Ron oberhalb der ARA Hochdorf ca. 2,5 m³/s erreichte. Insgesamt konnten so 11 Ereignisse (8 für 2017 und 3 für 2018) unterschiedlicher Grössen beprobt werden. Während einer Probenahme wurden maximal 24 Probeflaschen mit je 0,5 Liter Probe gefüllt. In einer ersten Phase (erste 6 Probeflaschen) wurde für ISCO 1 und ISCO 3 zeitlich hochaufgelöst beprobt (30 Minuten Intervall), um eine gute Abdeckung des maximalen Abflusses zu gewährleisten. Ab der 7. Probeflasche wurde das Messintervall auf eine Stunde erhöht. Da der automatische Probenehmer ISCO 2 nicht über die Möglichkeit eines 2-teiligen Messprogramms verfügte, war hier das Messintervall konstant (30 bis 60 Minuten, je nach Ereignis). Insgesamt besitzt eine Probenahme eines Ereignisses so eine zeitliche Abdeckung von ca. 12 bis 24 Stunden.

Die Proben wurden nach jedem Ereignis gekühlt und am Standort Agroscope Reckenholz durch 0,45 µm Filter (FilterBio® MCE Membrane Filter, HUBERLAB) filtriert, um das gelöste Phosphat von den suspendierten Feststoffen abzutrennen. An der EAWAG (AUA Labor) wurde ein Aufschluss mit Kaliumperoxodisulfat (K₂S₂O₈) gemacht und anschliessend das Phosphat in der Lösung mittels Kolorimetrie (Murphy & Riley, 1962) gemessen.

Insgesamt wurden 539 Proben aus dem Teileinzugsgebiet der Oberen Ron analysiert. Dabei stammen 404 von den automatischen Probenehmern, während 135 Handbeprobungen von Zuläufen und Kanälen darstellen. Im Jahr 2017 konnten gesamthaft 479 Proben genommen und analysiert werden, während es im Jahr 2018 nur rund 60 waren. Die geringe Anzahl an beprobten Ereignissen im zweiten Jahr ist auf die aussergewöhnlich trockenen Witterungsverhältnisse zurückzuführen. Die Niederschlagssumme an der Messstation Hildisrieden (Mitte Mai bis Mitte September) betrug im Jahr 2018 nur ca. 70 % der Niederschlagssumme des Vorjahres.

Tabelle 7: Einsatzdauer der drei automatischen Probenehmer.

	Einsatzdauer 2017	Einsatzdauer 2018
ISCO 3	17.05.2017 - 12.12.2017	05.04.2018 - 25.09.2018
ISCO 2	15.05.2017 - 12.12.2017	05.04.2018 - 25.09.2018
ISCO 1	05.05.2017 - 12.12.2017	04.04.2018 - 25.09.2018

Während des Einsatzes kam es zu verschiedenen Messausfällen. Neben wenigen unerklärlichen Ausfällen der Probenehmer (Ereignis 2 & Ereignis 8) kam es wiederholt vor, dass die installierten Messsonden im Bachbett (trotz mehrfach verbesserten Verankerungen) während grossen Ereignissen los- und teilweise mitgerissen wurden. Dies war vor allem beim Standort ISCO 1 ein grosses Problem. Da dort das Bachbett aus dem anstehenden Gestein besteht, war eine Verankerung besonders herausfordernd. Teilweise konnten Abflussdaten aus den Messdaten der anderen Probenehmer rekonstruiert werden. Da insbesondere die Abflüsse von ISCO 1 und ISCO 2 sehr stark korrelieren, konnten für diese beiden Standorte gute Rekonstruktionen gewonnen werden. Zusätzlich wurde für die Auswertung der Ereignisse eine einfache Modellierung der P-Konzentrationen gegen Ende des Ereignisses durchgeführt. Dies war notwendig, um die Ergebnisse mit den 24 h-Mischproben der kantonalen Messungen zu vergleichen. Dazu wurde eine einfache Abnahmefunktion an die letzten fünf gemessenen Werte angepasst und daraus die verbleibenden Konzentrationen berechnet. In der folgenden Abbildung und Ergebnistabelle ist vermerkt, wo und wann rekonstruierte oder modellierte Daten verwendet wurden.

Abbildung 30 zeigt beispielhaft die Ergebnisse des dritten beprobten Ereignisses im Detail. Die Abbildungen der restlichen Ereignisse sind im Anhang zu finden. Zusätzlich sind die Ergebnisse aller Ereignisse in Tabelle 8 zusammengefasst. In den Abend- und Nachtstunden des 01. Juni 2017 kam es im Untersuchungsgebiet zu Gewittern, deren Intensität räumlich sehr variabel war. Bereits am Vortag kam es zu stärkeren Gewittern, so dass im Gebiet bereits eine relativ hohe Vorfeuchte bestand. An der Station Hochdorf wurden 41,8 mm Niederschlag gemessen, während es in Hildisrieden nur 7,2 mm Niederschlag gab. Dies reichte jedoch verbunden mit der bestehenden Vorfeuchte aus, um den Wasserstand über die festgelegten Schwellenwerte ansteigen zu lassen und eine Probenahme auszulösen. Am Standort ISCO 1 kam es zu einem Fehler der Pumpe, so dass hier leider keine Wasserproben genommen werden konnten.

Dieses beprobte Ereignis ist hinsichtlich der hydrologischen Dynamik repräsentativ für alle anderen Ereignisse. Am Standort ISCO 3 steigt der Abfluss in Reaktion zum Niederschlag nur langsam an, zeigt dafür jedoch auch nach dem Ende des Niederschlags nur eine langsame Abflussabnahme. Dies ist wohl auf den sehr hohen Anteil an Drainagen im Einzugsgebiet von ISCO 3 zurückzuführen. Hier gibt es nur sehr wenig Oberflächenabfluss. Der Niederschlag muss erst in den Boden infiltrieren, bevor er über die Drainagen oder andere schnelle unterirdische Transportprozesse («Subsurface Stormflow», Weiler et al., 2005) wieder ans Gewässer abgegeben wird. Im Gegensatz dazu kann am Standort ISCO 2 eine sehr schnelle Reaktion auf den Niederschlag beobachtet werden. Auf Grund des relativ hohen Anteils an Siedlungsfläche und der damit einhergehenden Versiegelung kann angenommen werden, dass es zu relativ viel Oberflächenabfluss kommt, und Abflussanstieg und -Abfall entsprechend schnell

stattfinden. Der sekundäre Abflussanstieg nach der grossen Abflussspitze ist diejenige Abflusswelle, welche im Einzugsgebiet des ISCO 3 generiert wurde und anschliessend am bachabwärts gelegenen ISCO 2 ankommt. Am Standort ISCO 1 kann dann die Kombination der Effekte der weiter bachaufwärts gelegenen Einzugsgebiete gesehen werden. Die durch Oberflächenabfluss im Einzugsgebiet ISCO 2 generierte Abflussspitze hat sich durch Dispersionsprozesse abgeschwächt und es kommt dadurch zu einer homogeneren Abflussganglinie. Zudem scheinen auch hier Drainagen und unterirdische Abflussprozesse von grösserer Wichtigkeit als Oberflächenabfluss zu sein, da eine eher langsame und verhaltene Abflussreaktion beobachtet werden kann.

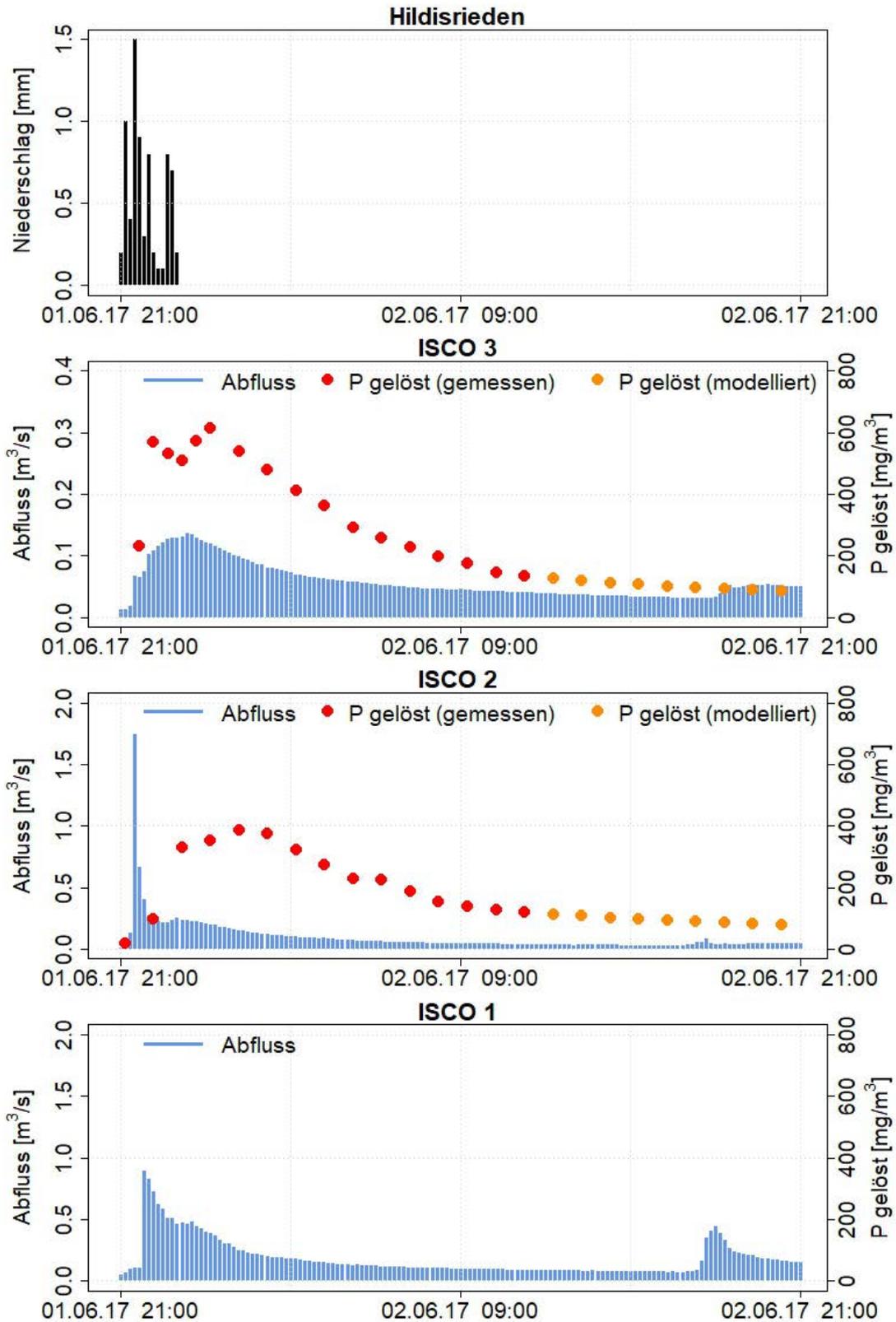


Abbildung 30: Ereignisbeobachtung Nr.3 (01.06.2017) – Neben dem 10 -Min Niederschlag (schwarz) sind die gemessenen Abflüsse (blau) und Phosphorkonzentrationen (rot) an den drei Standorten zu sehen. Modellerte Phosphorkonzentrationen (orange) wurden mittels einer Abnahmefunktion berechnet.

Tabelle 8: Zusammenfassung der Ergebnisse aller beprobten Ereignisse (E). Niederschlagssumme während Ereignis (mm in 24 h), Phosphorfracht während Ereignis (kg pro Tag und km² landwirtschaftlich genutzter Fläche), Mittelwert (über 24h) des spezifischen Abflusses (mm), Mittelwert (über 24h) des gelösten Phosphors (mg/m³), Verzögerung des Phosphorpeaks im Vergleich zur Abflussspitze (min).

	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	E 11
	14.05.2017	30.05.2017	01.06.2017	03.06.2017	09.07.2017	10.07.2017	01.09.2017	13.11.2017	06.06.2018	08.08.2018	13.09.2018
Niederschlag (mm)											
Hildisrieden	7,5	17,2	7,2	26,4	14,8	15,4	13,9	13,1	5,1	9,3	47,1
Hochdorf	9,6	14,1	41,8	37,0	24,6	30,8	17,5	24,2	0,6	41,4	59,7
Fracht (kg/d km² LN)											
ISCO 3	*	1,3	1,9	29,7	**	0,5	1,3	***	**	**	1,5
ISCO 2	*	***	1,4	78,2	0,3	1,2****	3,3	3,1	0,1	0,2	***
ISCO 1	1,4	***	***	***	0,1	0,9****	2,7****	4,3	**	0,2	***
Ron	0,7	0,4	2,5	7,0	**	0,4	3,3	**	**		
Spezifischer Abfluss (mm)											
ISCO 3	*	2,8	3,0	33,7	0,5	2,8	6,8	***	0,6	0,5	12,6
ISCO 2	*	***	3,9	107,6	1,2	4,1	15,6	11,4	0,4	1,2	26,0
ISCO 1	6,3	***	4,4	***	0,7	3,9****	11,6****	11,5****	0,9	1,0	***
Ron	4,8	2,9	9,9	23,4	1,5	1,5	9,0	**	0,7	2,6	14,6
gelöster Phosphor (mg/m³)											
ISCO 3	*	191	247	394	**	68	87	113	**	**	56
ISCO 2	*	156	173	310	124	129****	96	112	124	91	***
ISCO 1	97	***	***	***	96	105	106	157	**	136	142
Ron	71	58	114	136	**	111	166	**	**		
Verzögerung P-Peak (min)											
ISCO 3	*	110	60	-40	**	130	80	40	**	**	-60
ISCO 2	*	90	230	10	80	150****	80	60	80	210	***
ISCO 1	80	***	***	***	250	220****	90	60****	**	80	***

* noch nicht installiert

** Schwellenwert nicht erreicht

*** Datensatz unvollständig

**** rekonstruierte Werte

Unterstützt werden die Thesen zu den Abflussprozessen auch durch die gemessenen zeitlichen Verzögerungen der P-Peaks im Vergleich zu den Abflussspitzen. Im Allgemeinen wird angenommen, dass Abflussspitze und P-Peak nur dann zeitgleich auftreten, wenn der dominante Abflussprozess auch den wichtigsten P-Transportweg darstellt (Dupas et al., 2015). So sehen wir bei ISCO 2 eine sehr starke Verzögerung des P-Peaks.

Dies deutet daraufhin, dass der hier dominante schnelle Oberflächenabfluss nicht der Ursprung des gemessenen P ist. Im Gegensatz dazu ist die Verzögerung des P-Peaks bei ISCO 3 deutlich geringer und es ist anzunehmen, dass ein Grossteil des P über die dominanten Abflussprozesse (Drainageabfluss oder andere schnelle unterirdische Transportwege) ins Gewässer eingetragen wird.

Generell waren die P-Konzentrationen während dieses Ereignisses sehr hoch. Insbesondere bei ISCO 3 wurden mit in der Spitze über 600 mg/m^3 aussergewöhnlich hohe Werte gemessen. Betrachtet man die spezifischen P-Frachten (Tabelle 8), so fällt auf, dass durch die hohen Konzentrationen im Testeinzugsgebiet ähnlich hohe Frachten erreicht wurden, wie im restlichen Einzugsgebiet der Ron, und dies trotz der deutlich geringeren Niederschläge und den daraus resultierenden Abflüssen. Durch das Befragen von Landwirtinnen und Landwirten und die Auswertungen von Wiesenjournalen konnte herausgefunden werden, dass am Tag des Ereignisses (und an den Vortagen) Hofdünger auf vielen Flächen im Einzugsgebiet von ISCO 3 ausgebracht wurde. Dies scheint der Grund für die sehr hohen Konzentrationen zu sein.

5.2.2 Ergebnisse Ereignisbeprobungen

Generell ist die Auswertung der durchgeführten Ereignisbeprobungen schwierig. Aufgrund der sehr hohen Variabilität des Niederschlags sind viele der beobachteten Unterschiede zwischen den Standorten (und der kantonalen Messstelle) wohl auf dieses Phänomen zurückzuführen. Insbesondere die sehr intensiven Gewitter, welche für einen Grossteil der Abflussereignisse verantwortlich waren, zeigten eine sehr hohe Variabilität auf sehr geringer räumlicher Distanz. Auch die wiederholten Messausfälle machen die Interpretation schwierig. Trotzdem konnten einige wichtige Erkenntnisse gewonnen werden.

Oberflächenabfluss

Aufgrund der beobachteten Verzögerungen der P-Peaks im Vergleich zu den Abflussspitzen gehen wir davon aus, dass direkter Oberflächenabfluss bis ins Gewässer insgesamt und im speziellen für den P-Transport nur eine untergeordnete Rolle im Untersuchungsgebiet spielt. Es scheint, dass Drainageabfluss – inklusive Oberflächenabfluss, der in Makroporen hineinfliesst (Stamm et al., 2002) – und andere schnelle unterirdische Abflussprozesse eine wichtigere Rolle einnehmen. Die schnellen und kurz andauernden Reaktionen des Abflusses, sowie die hohen spezifischen Abflüsse bei ISCO 2 deuten zwar daraufhin, dass in diesem Teileinzugsgebiet mit einem beträchtlichen Anteil an versiegelter Fläche Oberflächenabfluss der dominante Abflussprozess ist, jedoch zeigt die starke Verzögerung des P-Peaks, dass dieser nicht massgeblich für die P-Mobilisierung ist. Zeitgleich wird dadurch auch deutlich, dass der Beitrag von Siedlungsflächen (ohne ARA-Überläufe) hinsichtlich P-Einträgen während Abflussereignissen klein ist.

Eine Ausnahme hinsichtlich der geringen Bedeutung von Oberflächenabfluss stellen aussergewöhnlich grosse Niederschlagsereignisse dar (Ereignis 4 und 11). Durch sehr hohe Niederschlagsintensitäten (zum Teil $> 10\text{mm}/10\text{min}$) wird praktisch auf allen (auch landwirtschaftlichen) Flächen Oberflächenabfluss gebildet und P abgeschwemmt. Dies resultiert in sehr kurzen Verzögerungen des Auftretens des P-Peaks (im Vergleich zum Abflussmaximum) oder sogar dem Erstauftreten des P-Peaks. Zusätzlich spielen bei dieser Art von Ereignissen auch Prozesse wie Bachbett- und Ufererosion bedeutende Rollen (Dupas et al., 2015). Diese Ereignisse sind jedoch zum Glück sehr selten, da durch grossflächigen Oberflächenabfluss nicht nur P abgeschwemmt wird, sondern oftmals auch Schäden an Infrastruktur entstehen (Abbildung 31).



Abbildung 31: Impression von Schäden durch Oberflächenabfluss (04.06.2017) – A: Grossflächiger Oberflächenabfluss, B: Ufererosion, C: Ausgespülter Grillplatz, D: Ufererosion.

Einfluss Hofdüngerabschwemmung

Bei drei Ereignissen (Ereignis 3, 4 und 5) wurden im Einzugsgebiet von ISCO 3 aussergewöhnlich hohe P-Konzentrationen gemessen. Dafür hauptverantwortlich war wohl ausgebrachter Hofdünger an den Tagen der Ereignisse (Auswertung Wiesenjournal und Befragungen Landwirtinnen und Landwirte). Dies zeigt, dass obwohl über das Gesamteinzugsgebiet des Baldeggersees gesehen die direkten P-Verluste aus Hofdünger eher von geringer Bedeutung sind (siehe Kapitel 3.2), sie lokal bei ungünstigen Witterungssituationen doch wichtig sind. Da insbesondere im Einzugsgebiet von ISCO 3 der Haupttransportweg über Drainagen und schnelle unterirdische Abflusskomponenten geschieht, wirken hier Schutzmassnahmen wie Pufferstreifen wenig, da diese nur den Transport via Oberflächenabfluss beeinflussen.

Vorkommen besonders beitragender Flächen

Wie bereits beschrieben stellt der hoch variable Niederschlag insbesondere für die Identifizierung von besonders stark beitragenden Flächen ein grosses Problem dar. Unterschiede in der P-Fracht sind meist auf Unterschiede der spezifischen Abflüsse zurückzuführen (mit Ausnahme der bereits erwähnten Fälle der Hofdüngerabschwemmung). Generell scheinen kaum topographie- oder bodenbedingte Unterschiede hinsichtlich der P-Verluste zwischen den einzelnen Teileinzugsgebieten, aber auch im Vergleich zur kantonalen Messstelle, zu existieren, sondern eher bewirtschaftungsbedingte Unterschiede. Die Abweichungen sind sowohl in den Frachten als auch in den Konzentrationen eher gering. Zudem gibt es kein Teileinzugsgebiet, das stets am meisten oder am wenigsten P liefert.

5.3 Oberflächenabflusssammler

Um die Bedeutung von Oberflächenabfluss noch genauer zu untersuchen, wurden an drei Standorten mit besonders grossen Hangneigungen und daher einer höheren Auftretswahrscheinlichkeit von Oberflächenabfluss sogenannte Oberflächenabflusssammler (OAS) installiert. OAS (Abbildung 32) sind kleine Flaschen, die durch ein auf Bodenniveau installiertes Rohr (mit Einlasslöchern) Oberflächenabfluss aufnehmen können. Solche OAS wurden auch schon von Hahn et al. (2014) und Doppler et al. (2012) erfolgreich eingesetzt.



Abbildung 32: Bild eines gefüllten Oberflächenabflusssammlers (OAS 3, 11.7.2017).

Im Jahr 2017 (27./28.06.2017) wurden in direkter Nähe zu ISCO 3 (OAS 2, OAS 3, OAS 6, OAS 7) und ISCO 1 (OAS 5, OAS 6, OAS 7, OAS 8, OAS 9, OAS 10, OAS 11, OAS 12) zehn Oberflächenabflusssammler auf Flächen installiert, auf denen aufgrund der hohen Hangneigung mit Oberflächenabfluss gerechnet werden konnte (Abbildung 33). Bis zu deren Abbau am 29.11.2017 konnte jedoch nur bei einem (OAS 3) zu vier Gelegenheiten Oberflächenabfluss gesammelt werden. Alle anderen Oberflächenabflusssammler blieben trocken. Entsprechend wurden 2018 (Installation 04.05.2018) drei zusätzliche OAS bei ISCO 3 installiert (OAS 1, OAS 4, OAS 5), um die Wahrscheinlichkeit eines Auffangens von Oberflächenabfluss zu erhöhen. Zudem wurden die OAS in der Nähe von ISCO 1 auf Hangfüsse in der Nähe von

ISCO 2 verschoben (OAS 8, OAS 9, OAS 10, OAS 11, OAS 12), da an ihrem alten Standort kein Oberflächenabfluss festgestellt werden konnte. Jedoch konnte 2018 an keinem Standort Oberflächenabfluss gesammelt werden, so dass die einzigen beprobten Oberflächenabflüsse diejenigen von OAS 3 im Jahr 2017 waren. Die Ergebnisse dieser Proben sind in Tabelle 9 zu sehen.

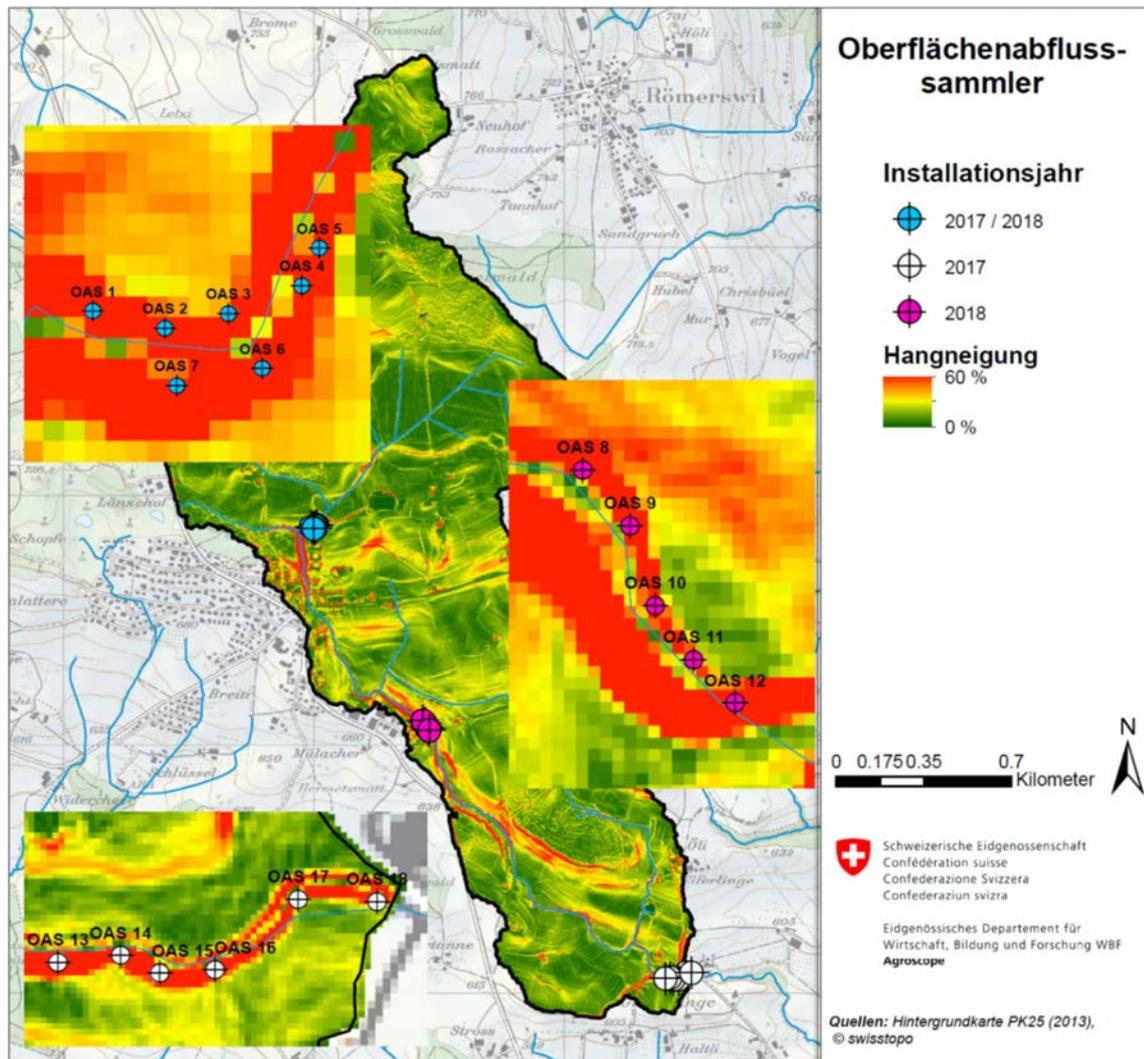


Abbildung 33: Standorte der installierten Oberflächenabflusssammler.

Tabelle 9: Ergebnisse von Oberflächenabflusssammler 3 für das Jahr 2017.

Datum	gelöster Phosphor (mg/m ³)	Niederschlag Hildisrieden (mm)
9.07.2017	211	14,8
10.07.2017	49	15,4
25.07.2017	35	18,0
02.08.2017	44	8,3

Erstaunlicherweise wurde der Oberflächenabflusssammler während relativ kleiner Niederschlagsereignisse gefüllt. Auch die P-Konzentrationen (abgesehen von dem Ereignis am 09.07.) waren im Vergleich zu den im Bach gemessenen relativ gering. Eine mögliche Erklärung für die geringen Konzentrationen könnte der Standort des OAS sein. Da alle OAS in unmittelbarer Nähe zum Gewässer installiert wurden, befanden sie sich im Bereich von extensiv genutzten Wiesen. Wir gehen daher davon aus, dass auf diesen Flächen die Boden-P Gehalte auf tiefen Niveau liegen.

Grundsätzlich ist die Aussagekraft von OAS beschränkt. Bereits kleine Unterschiede in der Mikrotopographie oder Ausrichtung können bewirken, dass manche OAS Abfluss sammeln und andere nicht. So sammelte z.B. OAS 3 Oberflächenabfluss, während die nur einige Meter entfernten OAS 2 und OAS 1 stets trocken blieben. Aufgrund der Ergebnisse der Ereignisbeprobungen gehen wir auch davon aus, dass Oberflächenabfluss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet eher selten vorkommt (abgesehen von den extremsten Niederschlagsereignissen). Die Hangneigungen sind im Vergleich zu anderen Gebieten eher moderat und die Böden scheinen eine relativ gute Infiltrationskapazität zu besitzen. Dies deckt sich auch mit unseren sonstigen Beobachtungen im Feld. Abgesehen von Oberflächenabfluss auf Wegen und Strassen und dem Ereignis vom 03.06.2017 konnten wir nie Spuren von Oberflächenabfluss bei unseren zahlreichen Feldtagen erkennen.

5.4 Beprobung Zuleitungen

Neben Oberflächenabfluss- und Ereignisbeprobungen lag ein weiterer Schwerpunkt auf der Untersuchung von Zuleitungen und Drainagen. Grundlage dafür war der Bericht «Untersuchung der Einleitungen und Zuflüsse zum Baldeggersee 2012 - 2013» von Steger et al. (2013). Darin wurde fast das komplette Gewässernetz des Baldeggersees abgelaufen und über 600 Zuleitungen kartiert und beprobt. Es wurde eine teilweise massive P-Belastung gefunden. Für die Gemeinde Hildisrieden liegt auf dieser Studie basierend eine detaillierte Dokumentation von 15 Einleitungen vor (Christen, 2014).

Um die Bedeutung dieser Zuleitungen besser abschätzen zu können, wurde im Frühjahr 2017 der Hauptarm der Oberen Ron abgelaufen und alle Zuleitungsrohre und anderen Zuflüsse aufgenommen (GPS-Koordinaten, Art der Zuleitung, Rohrdurchmesser, Schüttung, Ausflusshöhe, Foto). Dabei wurden auf einer Fliesslänge von 4,04 km 87 Zuleitungen kartiert (Abbildung 34). Eine umfassende Dokumentation der aufgenommenen 87 Zuleitungen liegt in digitaler Form vor und kann bei den Autorinnen und Autoren auf Anfrage bezogen werden.

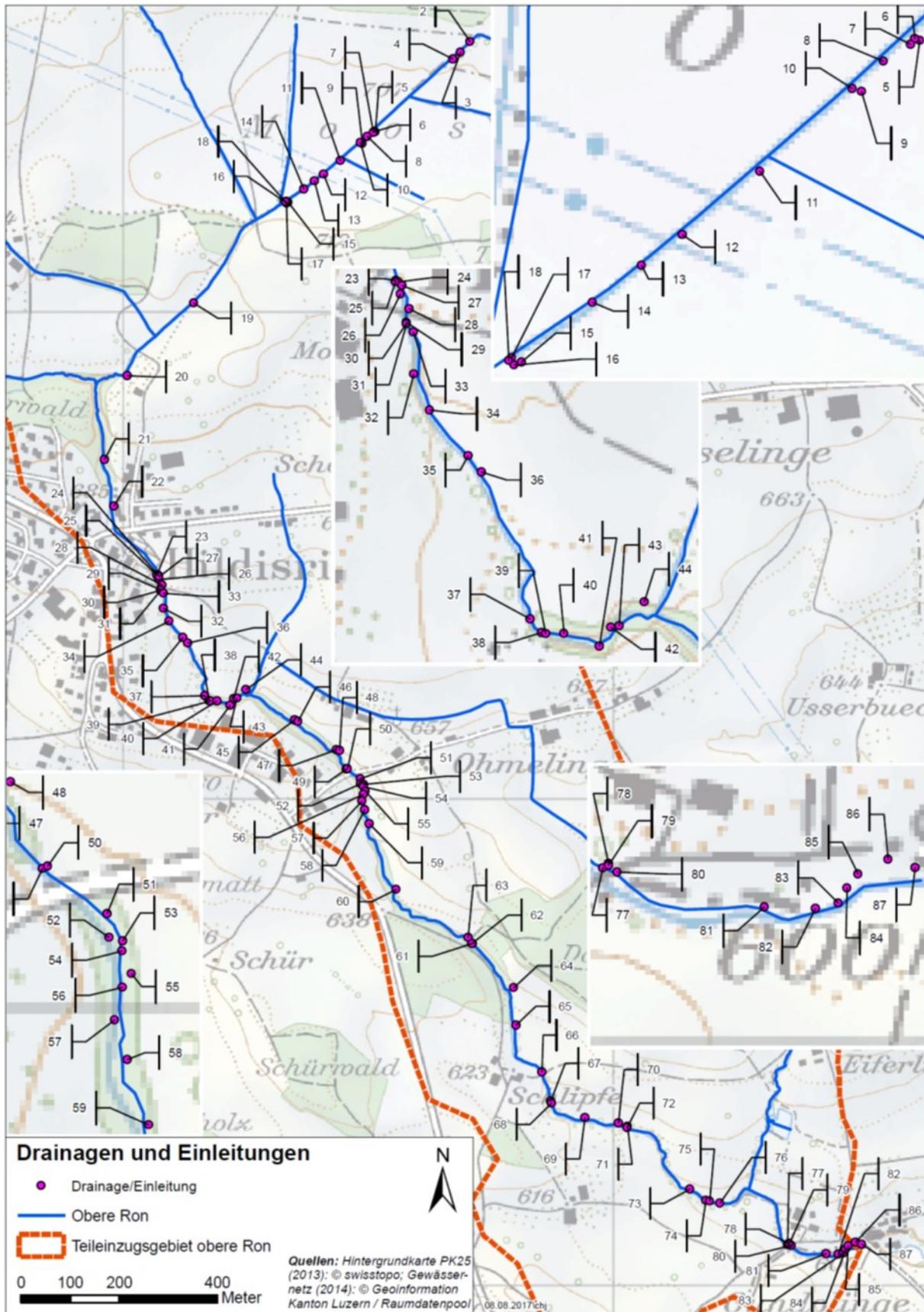


Abbildung 34: Aufgenommene und dokumentierte Drainagen und Zuleitungen.

Bei der Kartierung der Zuleitungen fiel auf, dass es viele verschiedene Einleitungstypen gab. Sie unterschieden sich in Form, Material und Grösse (Auswahl siehe Abbildung 35). Während einigen wenigen eine Funktion zugeordnet werden konnte (z.B. neu verlegtes Drainagerohr: Bild A), waren die Funktionen der meisten Zuleitungen unbekannt.



Abbildung 35: Impressionen verschiedener Zuleitungstypen.

5.4.1 Funktion und Ursprung der Zuleitungen

Für einzelne Zuleitungen, die bei der Beprobung von Steger et al. (2013) sehr hohe Konzentrationen an gelöstem P aufwiesen, leitete das UWE des Kantons Abklärungen ein, deren Ergebnisse uns zur Verfügung standen. So konnte für eine kleine Anzahl an Zuleitungen - insbesondere im Bereich von Siedlungen - mittels Katasterplänen deren Ursprung identifiziert werden (z.B. Regenrückhaltebecken; Bild D in Abbildung 35). Zum grossen Teil waren dies Zuleitungen, die Regenabwasser abführen sollen. Da die P-Belastungen jedoch zum Teil ausserordentlich hoch waren (auch bei unseren Beprobungen), stellt sich die Frage, ob es noch andere P-Quellen gibt, welche ebenfalls an diesen Entwässerungssystemen angeschlossen sind (z.B. Hofplatzentwässerungen).

Um mehr über die Funktion und den Ursprung der restlichen Zuleitungen zu erfahren, wurden neben Interviews mit Landwirtinnen und Landwirten auch Recherchen im Staatsarchiv Luzern durchgeführt. Der Erfolg war bei beiden Ansätzen überschaubar. Im Staatsarchiv liessen sich zwar einige wenige alte Drainagepläne im Bereich des Hildisrieder Moos finden (Abbildung

36) und zum Teil auch georeferenzieren, jedoch stammt der Grossteil der Pläne aus den Jahren zwischen 1930 und 1960 und deren Aktualität (und die Funktionalität der Drainagen) ist somit in Frage zu stellen. Zudem waren die Zuleitungen im Bereich des Hildisrieder Moos auch ohne die Pläne zum Grossteil schon als Drainagerohre zu identifizieren und der Gewinn an zusätzlichem Wissen daher eher gering.

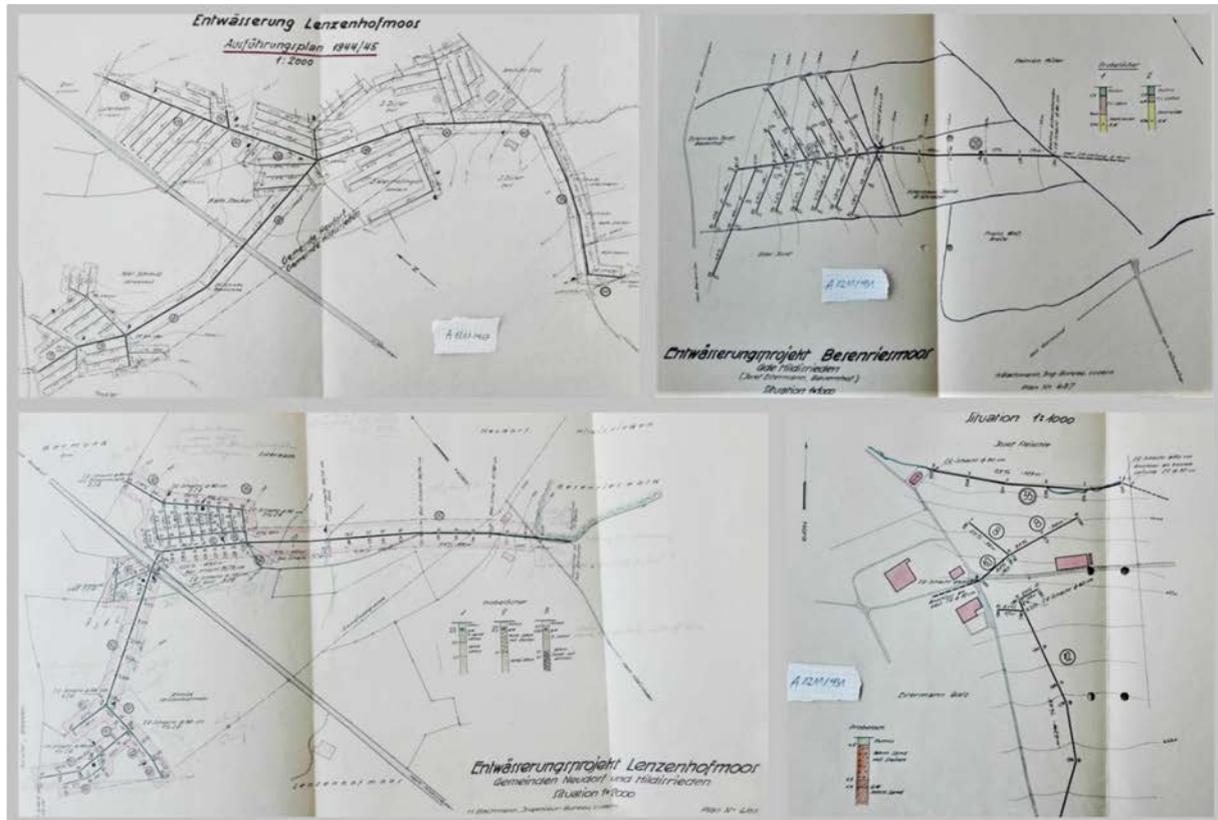


Abbildung 36: Alte Drainagepläne aus dem Staatsarchiv Luzern.

Durch die Befragungen von Landwirtinnen und Landwirten konnten vereinzelte Zuleitungen identifiziert und deren Funktionen zugeordnet werden. Der Ursprung und die Art des Grossteils der Zuleitungen konnte jedoch nicht eruiert werden.

5.4.2 Ergebnisse Zuleitungsbeprobung

In der Studie von Steger et al. (2013) fand die Beprobung der Zuleitungen während Niedrigwasserverhältnissen statt. Es war deshalb unklar, wie hoch die Belastungen während höheren Abflussverhältnissen sind. Daher wählten wir im Anschluss an die Kartierung 19 Zuleitungen aus (Kriterien: Zugänglichkeit auch während hohen Abflüssen, hohe Schüttungen, hohe P-Belastungen in der Studie von Steger et al., 2013), die in der Folge, vorzugsweise bei hohen Abflussverhältnissen, viermal (26.04.2017, 11.08.2017, 16.05.2018, 13.06.2018) beprobt wurden. Die Messung der Schüttung erfolgte mittels Eimermethode. Die Ergebnisse dieser Beprobungen, sowie die Daten von Steger et al. (2013) sind in Abbildung 37 dargestellt. Die Variabilität der Schüttungen ist relativ gering. Ein Grossteil der Zuleitungen weisen sehr variable Schüttungen auf, die je nach Witterung zwischen 0 und 1 l/s schwanken. Die maximale

gemessene Schüttung beträgt 5 l/s. Im Vergleich zur Schüttung ist die Variabilität der P-Belastung sehr hoch. Während der Abfluss einiger Zuleitungen praktisch immer weniger als 100 mg/m^3 P beinhaltet (z.B. Zuleitungen Nr. 26, 45, 52, 61), gibt es andere Zuleitungen, die weit über 500 mg/m^3 (z.B. Nr. 31; 37, 57, 78, 87) aufweisen. Benutzt man die Einteilung nach dem Modulstufenkonzept nach BAFU (2010), weisen zwei Drittel der beprobten Zuleitungen die Beurteilung «schlecht» auf.

Leider ist, wie erwähnt, der Ursprung vieler Zuleitungen nicht bekannt. Daher ist es schwierig, eine Einschätzung der Belastung für einen bestimmten Zuleitungstyp vorzunehmen. Jedoch weisen Zuleitungen in der Nähe von Siedlungsflächen (insbesondere in der Nähe von Bauernhöfen) tendenziell höhere Belastungen auf als andere Zuleitungen.

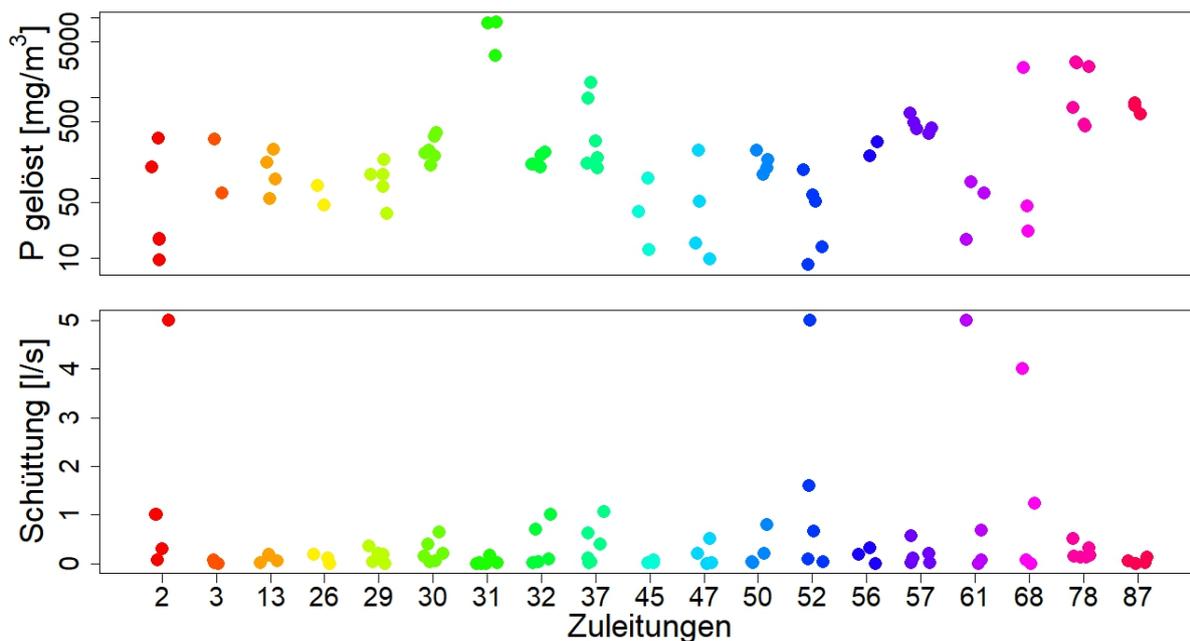


Abbildung 37: Konzentration an gelöstem Phosphor (mg/m^3) sowie Schüttungen der 19 beprobten Einleitungen. Nummer bzw. Lage der 19 Einleitungen siehe Abbildung 34.

5.4.3 Jahresfracht der Zuleitungen

Um die Jahresfracht jeder einzelnen Zuleitung aus den maximal sechs Messungen (zwei Beprobungen von Steger et al. (2013) + vier Beprobungen von 2017/2018) abschätzen zu können, wurde ein zweistufiger Ansatz verfolgt.

In einem ersten Schritt wurde versucht, eine Jahreszeitreihe der Schüttungen zu erstellen. Dazu wurden die gemessenen Schüttungen den Abflusswerten der Ron desselben Zeitpunkts gegenübergestellt. Daraus wurde ein linearer Zusammenhang für jede einzelne Zuleitung abgeleitet (Abbildung 38a). Unter Verwendung dieses Zusammenhangs und des Abflusses der Ron wurde anschliessend die Schüttung der Zuleitung für das Jahr 2015 (durchschnittliches Jahr bezüglich P-Eintrag in den Baldeggersee) berechnet.

In einem zweiten Schritt wurde versucht, eine Jahreszeitreihe der P-Konzentration zu erstellen. Dazu wurde, ähnlich wie im ersten Schritt, nach einem Zusammenhang zwischen der

Schüttung einer Zuleitung und deren P-Konzentration gesucht (Abbildung 38b). Wenn ein solcher gefunden wurde (bei 11 von 19 Zuleitungen), konnte mithilfe der in Schritt 1 berechneten Schüttung die entsprechende P-Konzentration abgeleitet werden. Um unrealistisch hohe P-Konzentration zu vermeiden, wurde die maximal mögliche P-Konzentration auf 150 % der höchsten gemessenen Konzentration limitiert. Für Zuleitungen, bei denen kein Zusammenhang zwischen Schüttung und Konzentration gefunden werden konnte (8 von 19 Zuleitungen), wurde eine konstante P-Konzentration angenommen, welche dem Mittelwert der gemessenen P-Konzentrationen entspricht. Durch Multiplikation der Zeitreihen der Schüttung und der jeweiligen P-Konzentration konnte dann die Jahresfracht jeder Zuleitung im Jahr 2015 berechnet werden.

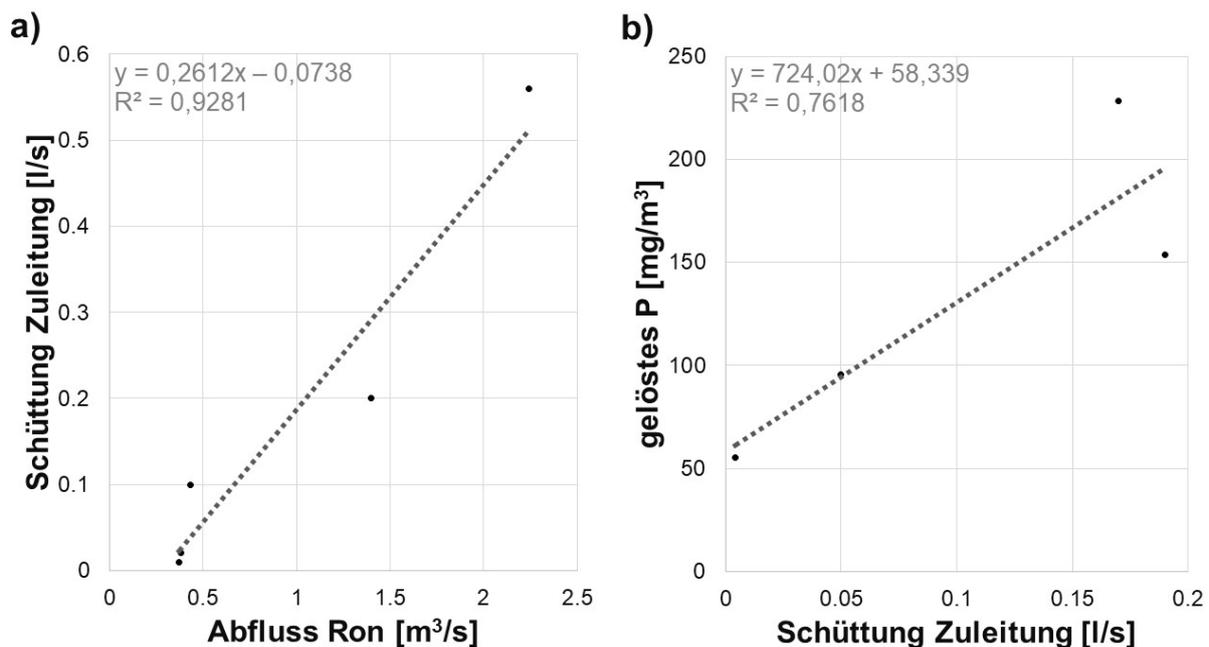


Abbildung 38: Zusammenhang zwischen dem Abfluss der Ron und der Schüttung einer Zuleitung (a) sowie der Schüttung einer Zuleitung und deren Phosphorkonzentration (b).

Aus den Berechnungen ergibt sich ein Mittelwert der Jahresfracht pro Zuleitung von 1,6 kg (Median = 1,1 kg). Die höchste Fracht von 7,7 kg erzielte eine Zuleitung, welche laut Katasterplan das Regenwasser eines landwirtschaftlichen Betriebs entwässert. Da jedoch sowohl die Schüttungen als auch die Konzentrationen (selbst bei Trockenwetter) beträchtlich sind, ist davon auszugehen, dass diese Zuleitung nicht nur Regenwasser ableitet. Die geringste Jahresfracht liefert mit 0,02 kg eine Zuleitung unbekannter Herkunft.

Auf Grundlage der durchgeführten Berechnungen lässt sich die Bedeutung von Zuleitungen auch für das gesamte Einzugsgebiet der Ron abschätzen. Die Obere Ron besitzt mit 21 Zuleitungen pro km Fließstrecke eine sehr hohe Zuleitungsdichte. Dies ist sowohl auf den hohen Anteil an drainierten Flächen als auch auf die zahlreichen Zuleitungen im Gebiet um Hildisrieden zurückzuführen. Für die gesamte Ron gehen wir daher in den folgenden konservativen Berechnungen von einer deutlich geringeren Zuleitungsdichte von zehn Zuleitungen pro km Fließstrecke aus. Dies ergibt für das gesamte Gewässernetz der Ron mit ca. 64 km Fließstrecke eine Anzahl von 640 Zuleitungen. Da die Auswahl der beprobten Zuleitungen teilweise auf die bereits von Steger et al. (2013) festgestellten hohen P-Belastungen beruhte, gehen wir weiter davon aus, dass eine typische Zuleitung eine etwas geringere P-Belastung aufweist und

nehmen eine mittlere Jahresfracht von 1 kg pro Zuleitung an. Dies ergibt eine Gesamtfracht im Einzugsgebiet der Ron von 640 kg an gelöstem P, der durch Zuleitungen eingetragen wird. Die Gesamtjahresfracht der Ron betrug im Jahr 2015 1634 kg, so dass laut dieser konservativen Berechnung rund 40 % der gesamten P-Fracht aus Zuleitungen stammt. Würde die Anzahl Zuleitungen pro km Fliesstrecke 15 betragen, ergäbe dies bereits einen Anteil von rund 60 % der Jahresfracht. Wir gehen deshalb unter Berücksichtigung der Unsicherheiten in der hier durchgeführten Abschätzung davon aus, dass im Mittel rund 50 % des gelösten P aus Zuleitungen stammt. Dies beinhaltet jedoch nicht nur Punktquellen, sondern auch Eintragswege wie Drainagen oder auch indirekt über die Strassenentwässerung angeschlossene landwirtschaftliche Flächen. Weiter ist zu beachten, dass die bereits erwähnte am stärksten belastete Zuleitung für 0,5 % der Gesamtjahresfracht verantwortlich ist. Dies bedeutet, dass bereits 10 solcher Punktquellen ausreichen, um 5 % der Jahresfracht zu generieren.

Vom Golfplatz Hildisrieden konnten keine Zuleitungen in die Obere Ron gefunden werden. Auch oberflächlich besteht keine Konnektivität. Somit kann ausgeschlossen werden, dass P-Einträge über den Golfplatz in das Einzugsgebiet des Baldeggersees gelangen.

6 Konnektivität

Neben der räumlichen Verteilung der Stoffquelle, welche im Kapitel 4 behandelt wurde, spielt auch die Konnektivität, d.h. der Anschluss der landwirtschaftlich genutzten Flächen ans Gewässernetz, eine wichtige Rolle für das Verständnis von P-Verlusten sowie im Konzept der «beitragenden Flächen». Im Folgenden wird berichtet, wie die Konnektivität im Einzugsgebiet des Baldeggersees berücksichtigt wurde.

6.1 Gewässeranschlusskarte (GAK)

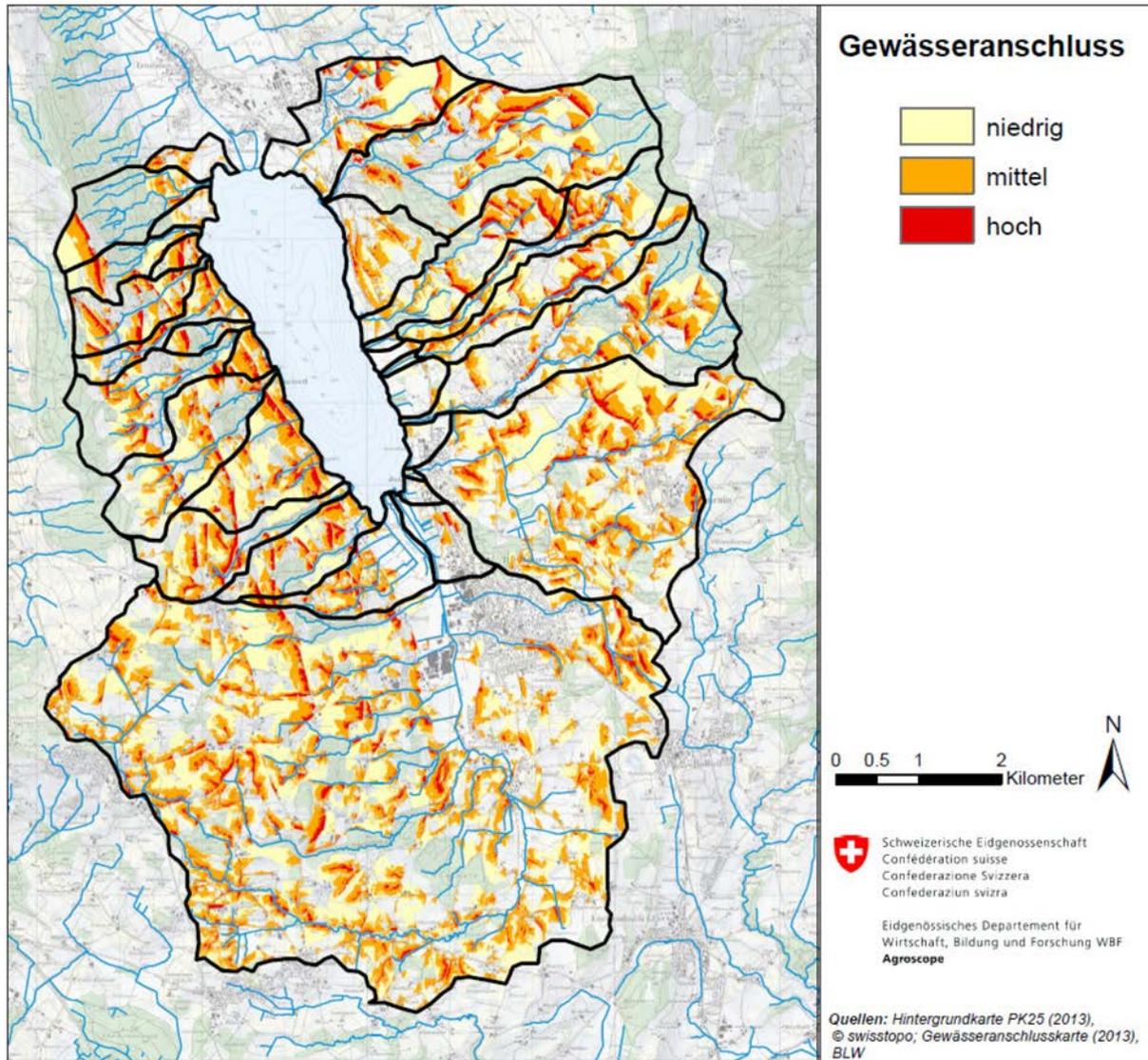


Abbildung 39: Gewässeranschlusskarte des Einzugsgebietes Baldeggersee.

Die Gewässeranschlusskarte (Abbildung 39; Alder et al., 2015) bildet die Anschlusswahrscheinlichkeit der erosionsgefährdeten landwirtschaftlichen Flächen (auf Basis der Erosionsrisikokarte (Prasuhn et al., 2013)) - auf direktem oder indirektem Weg - an Oberflächengewässer ab. Anhand von Strassenklassen und deren Lage im Relief werden alle Strassen und Wege

in entwässerte und nicht entwässerte Strassen eingeteilt. Für die Berechnung wird angenommen, dass alles Wasser, welches in eine definierte Tiefenlinie oder auf eine entwässerte Strasse fliesst, auch ins nächste Gewässer gelangt. Entwässerte Strassen und definierte Tiefenlinien bilden zusammen mit dem Oberflächengewässernetz das erweiterte Gewässernetz. Relativ ebene Flächen mit weniger als 2 % Neigung werden als nicht ans Gewässer angeschlossene Flächen angesehen. Von jeder Rasterzelle (Auflösung 2 m) wird anschliessend die Oberflächenfliessdistanz zum erweiterten Gewässernetz berechnet. Die Fliessdistanz zum erweiterten Gewässernetz wird mit den Erosionsrisikoklassen unter Zuhilfenahme von Gewichtungsfaktoren verrechnet und zu drei Klassen der Anschlusswahrscheinlichkeit (niedrig, mittel, hoch) aggregiert. Flächen mit hohem Erosionsrisiko und geringer Fliessdistanz zum erweiterten Gewässernetz haben die grösste Anschlusswahrscheinlichkeit. Flächen mit geringem Erosionsrisiko und grosser Fliessdistanz haben die geringste Anschlusswahrscheinlichkeit. Drainagen sind in der Gewässeranschlusskarte nicht berücksichtigt.

6.2 Drainagekarte

Wie im Kapitel 5.4.3 berichtet, haben Zuleitungen, darunter auch viele Drainagen, eine besondere Bedeutung im Einzugsgebiet der Oberen Ron und wohl auch im Gesamteinzugsgebiet des Baldeggersees. Leider gibt es bezüglich des Vorkommens und Zustands der Drainagen nur wenige Informationen. Vereinzelt lassen sich analoge Karten im Staatsarchiv des Kantons Luzern finden (siehe beispielsweise Abbildung 40).

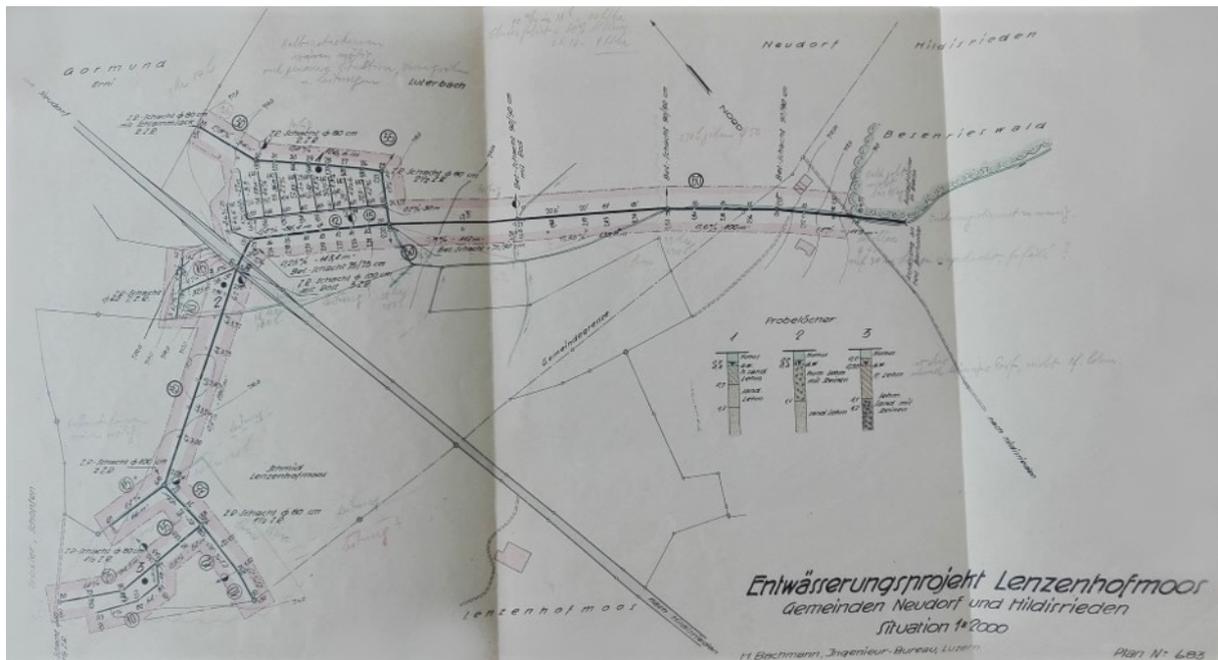


Abbildung 40: Beispiel einer Drainagekarte des Entwässerungsprojekt Lenzenhofmoor (zwischen Neudorf und Hildisrieden). Gefunden im Staatsarchiv Luzern.

Diese Informationen sind allerdings unvollständig und vermutlich nicht mehr aktuell. Im Rahmen der durchgeführten Interviews mit Landwirtinnen und Landwirten wurden auch Informationen zu Drainagen abgefragt. Dabei zeigte sich, dass selbst die Bewirtschafterinnen und Be-

wirtschaftlicher relativ wenige Informationen besitzen. Meist wurde bestätigt, dass einige der Felder drainiert sind (insbesondere im Bereich des Hildisrieder Moos), die genaue Lage oder der Zustand der Drainagen waren jedoch nicht bekannt.

Aufgrund dieser schwierigen Datenlage wurde im Rahmen des Projektes deshalb ein Machine-Learning-Ansatz verwendet, um einen einheitlichen Datensatz zum Drainagevorkommen im gesamten Einzugsgebiet des Baldeggersees zu erstellen.

6.2.1 Konzept Drainagekarte

Machine Learning umfasst verschiedene Methoden, die das Ziel verfolgen, Zusammenhänge zwischen verschiedenen Datensätzen zu erkennen und modelltechnisch abzubilden. Die so gewonnenen «trainierten» Modelle können anschliessend mit neuen Daten verwendet werden, um Vorhersagen zu machen.

In unserem Fall wurde unter Verwendung der Software R (R Core Team, 2016) und dem Paket h2o (H2O.ai Team, 2017) durch einen Entscheidungsbaum-basierten «Gradient Boosting Machine (GBM)» -Algorithmus nach Zusammenhängen zwischen dem Vorkommen von Drainagen und anderer räumlicher Variablen (z.B. Senken, Bodenwasserhaushaltsklasse etc.) gesucht und ein Modell, das diese Zusammenhänge abbildet, generiert.

Dieses Modell kann nun verwendet werden, um aus vorliegenden Karten der räumlichen Variablen die Wahrscheinlichkeit einer Drainage vorherzusagen. Im Folgenden wird kurz erläutert, welche Daten bei diesem Ansatz verwendet wurden.

6.2.2 Daten Drainagekarte

Drainagen

Mit unterschiedlicher geographischer Abdeckung standen digitale Drainagekarten aus drei Kantonen zur Verfügung (Zürich, Basel-Landschaft, St. Gallen). Diese Karten umfassen nur den Kantonen bekannte drainierte Flächen. Sie müssen deshalb als unvollständig betrachtet werden.

Boden

Es standen digitale Bodenkarten der Kantone Zürich (Massstab 1: 5'000), Basel-Landschaft (1: 5'000), St. Gallen (1: 5'000 bis 1:10'000) und dem Einzugsgebiet des Baldeggersees (1: 10'000 bis 1:25'000) zur Verfügung. Aus den Wasserhaushaltsinformationen dieser Bodenkarten wurden zwei neue Karten erstellt, welche die Neigung zu einer Vernässung und somit Drainage darstellen:

Karte WH0: Geringe Wahrscheinlichkeit einer Drainage: Wasserhaushaltsgruppe (WH) «normal durchlässig» und «dauernd bis zur Oberfläche porengesättigt», WH-Code: a,b,c,d,e,z

Karte WH2: Hohe Wahrscheinlichkeit einer Drainage: Wasserhaushaltsgruppe «Grund -oder Hangwassergeprägt»; selten, häufig od. meist bis zur Oberfläche porengesättigt, WH-Code: s,t,u,v,w,x,y

Feuchtgebiete (FG)

Eine Karte der Feuchtgebiete wurde auf Grundlage der Bodenbedeckung «Feuchtgebiete» des TLM3d von Swisstopo erstellt.

Geologie (GEO)

Aus dem Feuchttackerprojekt (Szerencsits et al., 2018) steht eine Karte zur Verfügung, welche den geologischen Untergrund auf Grundlage des Geocover Datensatzes von Swisstopo hinsichtlich seiner Neigung zur Vernässung in drei Klassen einteilt. Details zu dieser Klassifizierung sind im Bericht Feuchttacker (Szerencsits et al., 2018) zu finden.

Topographie

Auf Grundlage des digitalen Höhenmodells DHM25 von Swisstopo wurden eine Karte zur Hangneigung (*NEIG*) und eine Karte mit dem topographischen Feuchtigkeitsindex (*TFI*) erstellt.

6.2.3 Ergebnisse Drainagekarte

Training

In einem ersten Schritt wurde der GBM-Algorithmus auf die verschiedenen Karten der Kantone Zürich, Basel-Landschaft und St. Gallen angewandt. Das Modell soll die Wahrscheinlichkeit einer Drainage ($P(D)$) aus den anderen Informationen ableiten:

$$P(D) = f(WH0, WH1, FG, GEO, NEIG, TFI)$$

Dabei werden die Daten zufällig aufgeteilt, um die Güte des identifizierten Modells mit einem unabhängigen Datensatz zu testen. Das so identifizierte Modell erreicht für das Gütemass AUC («Area under the curve», Bradley (1997)), mit einem Wertebereich zwischen 0 und 1, einen guten Wert von 0,77.

Vorhersage Baldeggersee

Dieses trainierte Modell wurde anschliessend auf die Karten des Einzugsgebiets des Baldeggersees angewandt und so eine Karte der Drainagewahrscheinlichkeit landwirtschaftlich genutzter Flächen erstellt (Abbildung 41). Da kein vollständiger Datensatz der Drainagevorkommen besteht, kann die Karte nicht quantitativ überprüft werden. Allerdings zeigt sich, dass die modellierten Wahrscheinlichkeiten gut mit den punktuellen Informationen zu Drainagen übereinstimmen. So wird z.B. für das Hildisrieder Moos, welches laut Landwirtinnen und Landwir-

ten, Feldbegehungen und historischen Karten grossenteils entwässert wird, eine hohe Drainagewahrscheinlichkeit angegeben. Betrachtet man Flächen mit einer Drainagewahrscheinlichkeit von grösser als 50 % als «drainiert», so ergibt sich für das Gesamteinzugsgebiet des Baldeggensees ein drainierter Flächenanteil der LN von 10,7 %. Nach Béguin & Smola (2010) sind im gesamten Kanton Luzern rund 6 %, nach Hürdler et al. (2015) rund 8 % der LN drainiert.

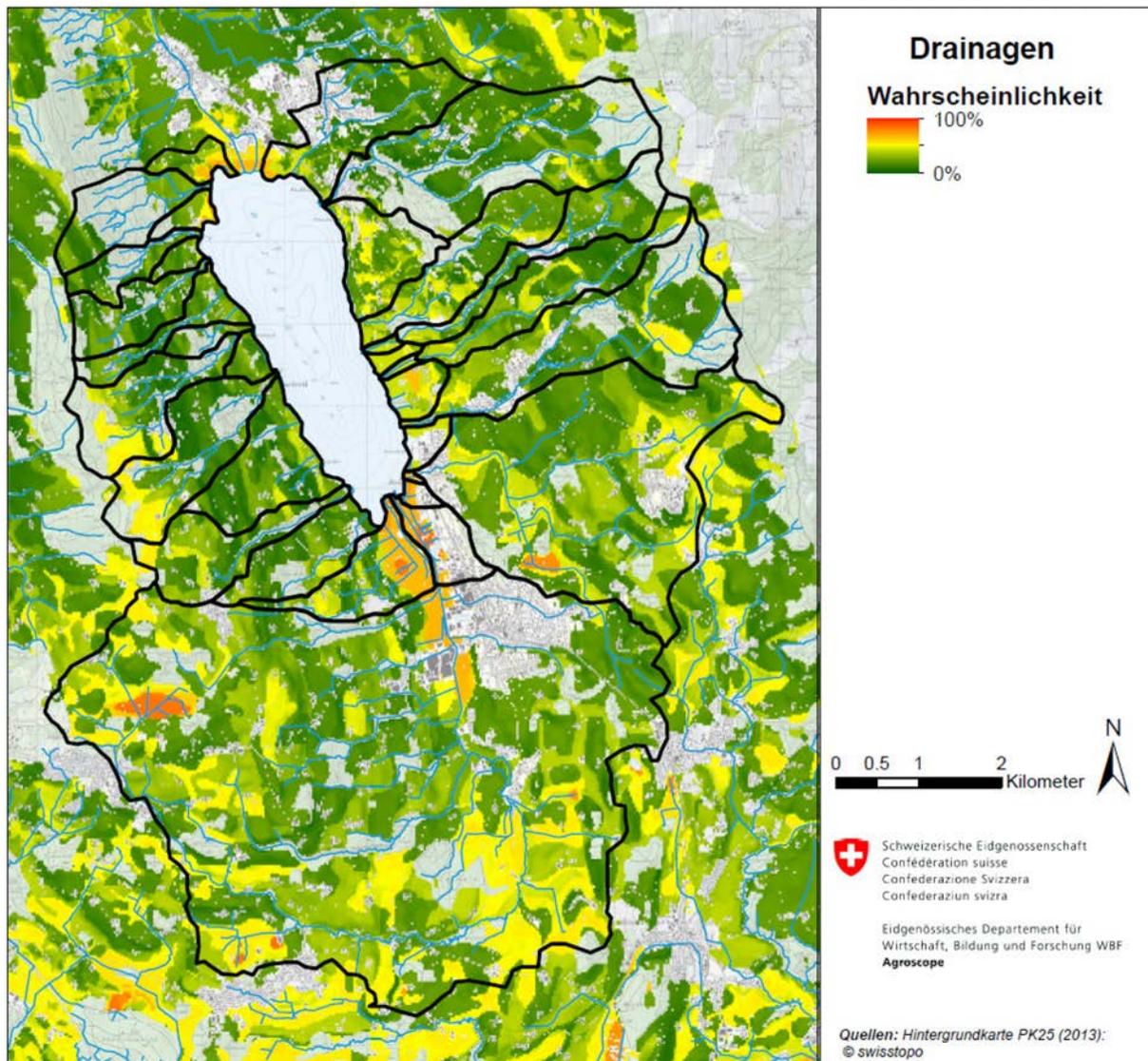


Abbildung 41: Modellierter Drainagewahrscheinlichkeit für das Einzugsgebiet des Baldeggensees.

6.3 Fazit Konnektivität

In Abbildung 42 sind die Flächenanteile der einzelnen Konnektivitätskategorien im Einzugsgebiet des Baldeggensees dargestellt. Die Karte basiert auf einer Kombination der Gewässeranschluss- und der Drainagekarte. Flächen, die eine Drainagewahrscheinlichkeit grösser als 50 % besitzen, wurden als «drainierte» Flächen klassiert, auch wenn diese in der Gewässeranschlusskarte als «angeschlossen» bezeichnet werden. Es zeigt sich, dass im gesamten Einzugsgebiet des Baldeggensees fast zwei Drittel der landwirtschaftlich genutzten Flächen ans

Gewässer angeschlossen sind (62 %). Die höchste Konnektivität zeigt sich in den Einzugsgebieten des Mühlbaches (74 %) und der Oberen Ron (73 %). Die restlichen Teileinzugsgebiete liegen ungefähr auf dem Niveau des Gesamteinzugsgebietes (Ron = 63 %, Stägbach = 60 %, Höhibach = 61 %), wobei der Spittlisbach mit 58 % die tiefste Konnektivität besitzt.

Im schweizerischen Vergleich liegt die Konnektivität im Einzugsgebiet des Baldeggensees auf hohem Niveau. Allerdings ist dies auf die Berücksichtigung der Drainagen zurückzuführen. Betrachtet man ausschliesslich die Gewässeranschlusskarte, so zeigt sich für das Einzugsgebiet des Baldeggensees ein Gewässeranschluss von 51 % welcher auf demselben Niveau der gesamtschweizerischen Hügel- und Talzone von 50 % (Alder et al., 2015) liegt. Die Differenz zur Gesamtkonnektivität beträgt die 10 % aller Flächen, welche als «drainiert» angesehen werden. Somit gibt es praktisch keine Flächen, die sowohl in der Gewässeranschlusskarte als auch in Drainagekarte als «drainiert» klassiert sind. Dies hat vor allem mit der Rolle der Hangneigung in der Herleitung der beiden Karten zu tun. Während Flächen mit einer Hangneigung von kleiner 2 % als oberflächlich nicht angeschlossen angesehen werden, sind es insbesondere diese Flächen, welche eine hohe Drainagewahrscheinlichkeit besitzen.

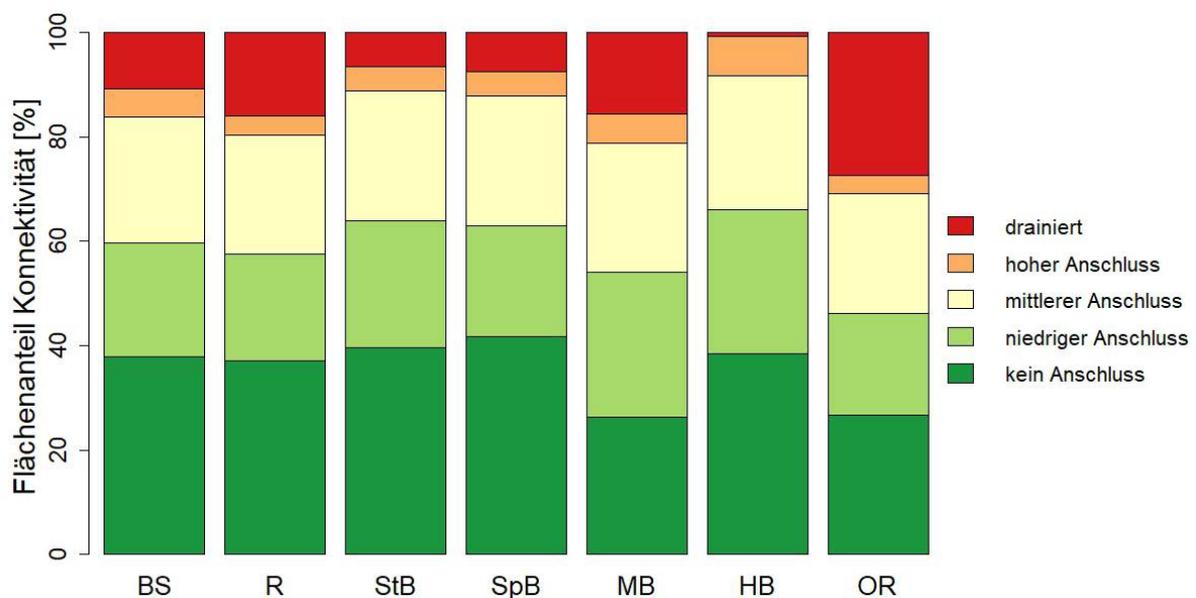


Abbildung 42: Flächenanteile der einzelnen Konnektivitätskategorien an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche in verschiedenen Einzugsgebieten des Baldeggensees (BS=gesamtes Einzugsgebiet Baldeggensee, R= Ron, StB = Stägbach, SpB = Spittlisbach, MB = Mühlbach, HB =Höhibach, OR = Obere Ron).

7 Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modell

Neben der räumlichen Stoffquelle und der Konnektivität ist die hydrologische Aktivität, d.h. die Bildung von schnellen Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss oder schneller unterirdischer Abfluss) der dritte entscheidende Faktor bei den P-Verlusten und dem Konzept der «beitragenden Flächen». Die hydrologische Aktivität von landwirtschaftlichen Flächen lässt sich gut mit dem nachfolgend beschriebenen Modell abschätzen. Zudem bietet das Modell die Möglichkeit, Berechnungen von P-Frachten durchzuführen. Somit kann z.B. der Einfluss unterschiedlicher Boden-P-Gehalte auf die in den See eingetragene P-Fracht untersucht werden.

7.1 Modellbeschreibung

Das hier verwendete dynamische Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modell ist ein klassisches Niederschlags-Abfluss-Modell, welches mit einem P-Abschwemmungs-Modul gekoppelt ist. Es ist abgesehen von einigen wenigen Modifikationen (siehe Kapitel 7.2) identisch mit dem von Hahn et al. (2013) und Lazzarotto et al. (2006) beschriebenen Modell. Ein kurzer Beschreibung und der Modellcode des angepassten Rainfall-Runoff-Phosphorus-Modells ist verfügbar auf GitHub: <https://github.com/Rainfall-Runoff-Phosphorus-Model/RRP>.

Das Niederschlags-Abfluss-Modell unterscheidet insgesamt vier verschiedene hydrologische Einheiten (Hydrological Response Units = HRU), die unterschiedlich auf Niederschlagsinputs reagieren: gut durchlässige landwirtschaftlich genutzte Böden, schlecht durchlässige landwirtschaftlich genutzte Böden, Siedlungsflächen und Wald (Abbildung 43).

Basierend auf diesen HRU sowie dem topographischen Feuchtigkeitsindex (Beven & Kirkby 1979) wird für jeden Zeitschritt der Gesamtfluss berechnet und diejenigen Flächen werden ausgeschieden, welche schnellen Abfluss produzieren (Oberflächenabfluss und schnelle unterirdische Abflusskomponenten). Um dies so realistisch wie möglich zu gestalten, werden die Parameter der einzelnen HRU in einem Monte-Carlo-Ansatz kalibriert. Insgesamt werden so ca. 500 - 1000 Modellrealisationen erstellt, welche eine akzeptable Modellierung des Abflussverhaltens darstellen. Diese Modellrealisationen können als ein Mass für die Unsicherheit der Modellierung angesehen werden.

Aufbauend auf den modellierten Abflüssen und den ausgewiesenen hydrologisch aktiven Flächen können anschliessend flächenspezifische P-Verluste berechnet werden. Ausgangslage dafür ist eine Karte des P-Gehaltes des Bodens. Diese Karte wird mit P-Abschwemmungsraten (Literaturwerte) und den Ergebnissen der hydrologischen Modellierung kombiniert, so dass die gesamte P-Fracht sowie flächenspezifische Verluste quantifiziert werden können.

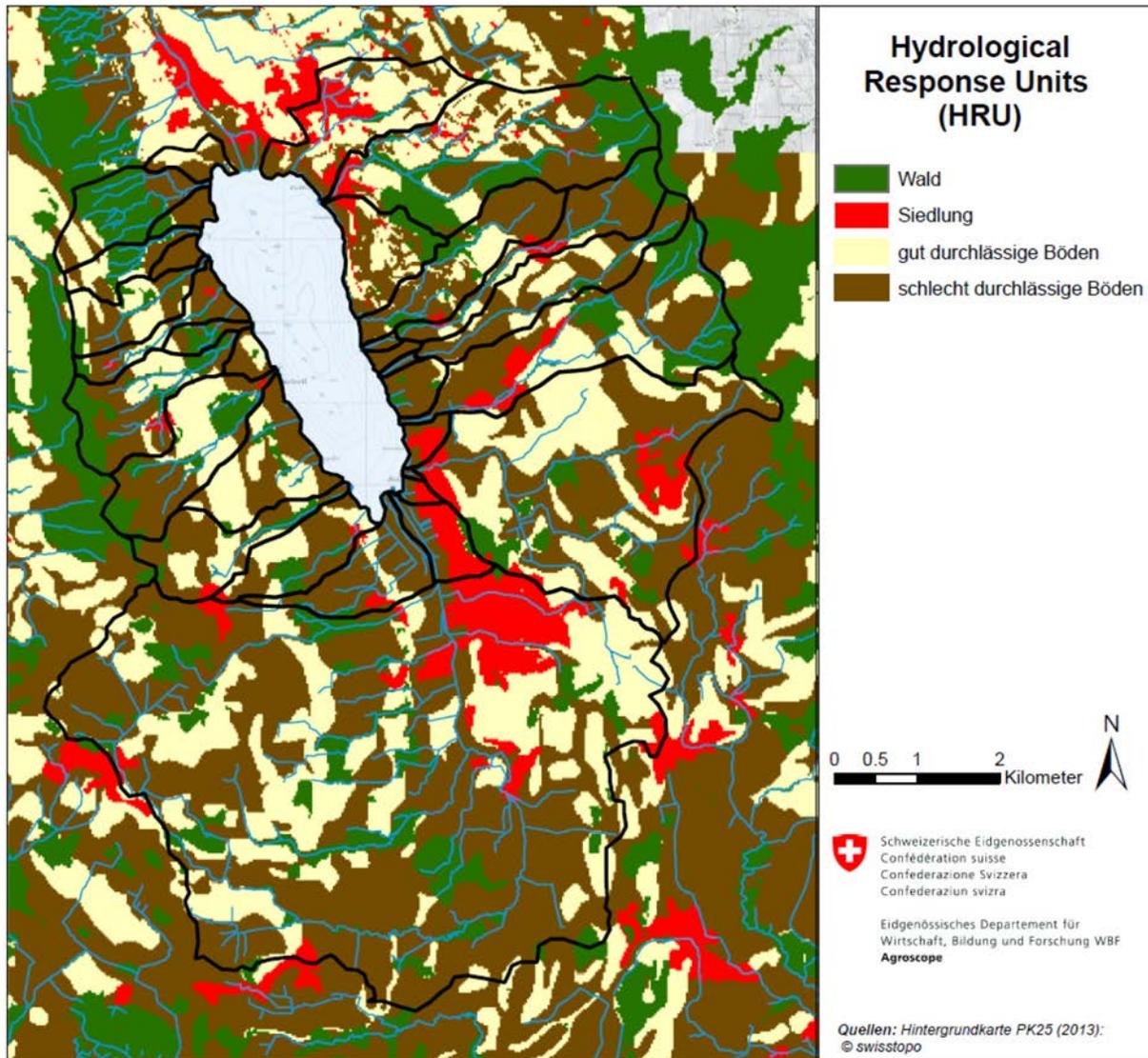


Abbildung 43: Hydrological Response Units Baldeggersee.

7.2 Erweiterungen

Das ursprüngliche Modell von Hahn et al. (2013) und Lazzarotto et al. (2006) wurde um zwei Erweiterungen ergänzt:

Abflussbildung Wald

Im originalen Modell wird auf bewaldeten Gebieten kein Abfluss gebildet. Obwohl davon auszugehen ist, dass bewaldete Flächen kaum zu P-Verlusten beitragen (was die ursprüngliche Motivation für diesen Schritt war), führt diese Annahme zu Kompensationsfehlern während der Kalibrierung. Da in Wirklichkeit bewaldete Flächen sehr wohl zur Abflussbildung beitragen, mussten im originalen Modell andere Flächen mehr Abfluss generieren, um die gemessenen Abflusswerte zu erreichen. Dies führte zu einer Überschätzung des Abflusses auf nicht bewaldeten Gebieten. Um diesen Fehler zu vermeiden, wird in der aktuellen Version des Modelles

langsamer Abfluss in bewaldeten Gebieten generiert. Dazu müssen allerdings zwei zusätzliche Parameter (neu insgesamt 14 Parameter) kalibriert werden, was die Robustheit der Modellierung leicht verringert.

Berücksichtigung Drainage

Wie erwähnt, spielen Drainagen bei den P-Verlusten im Einzugsgebiet des Baldeggersees eine besondere Rolle. Flächen, die normalerweise nicht oder kaum zur schnellen Abflussbildung beitragen, neigen dazu, sofern sie drainiert sind, schnelle Abflusskomponenten zu bilden. Um diesen Prozess im Modell abzubilden, wurde die im vorherigen Kapitel (Kap. 6.2) erläuterte Karte der Drainagewahrscheinlichkeit in das Modell integriert. Eine wesentliche Einflussgröße, die das Vorkommen von schnellen Abflusskomponenten im Modell steuert, ist der topographische Feuchtigkeitsindex (TFI). Flächen mit hohem *TFI* neigen eher zur Generierung von schnellen Abflüssen als Flächen mit niedrigen *TFI*. Entsprechend wurde ein Ansatz gewählt, der den *TFI* einer Fläche erhöht, sofern die Drainagewahrscheinlichkeit mehr als 50 % beträgt:

$$TFI_{mod} = TFI_{ori} * (P(D) * 2) \quad \text{für } P(D) > 0.5$$

mit

TFI_{mod} = Modifizierter topographischer Feuchtigkeitsindex

TFI_{ori} = Originaler topographischer Feuchtigkeitsindex

P(D) = Drainagewahrscheinlichkeit

7.3 Kalibrierung

Um die Werte der 14 Parameter des Modells zu identifizieren, wurde eine Kalibrierung durchgeführt. Dazu wurden ca. 5 Millionen Parameterkombinationen in drei Einzugsgebieten (Ron, Stägbach, Spittlisbach) getestet und nur diejenigen akzeptiert, welche eine zufriedenstellende Übereinstimmung im Vergleich zu den gemessenen täglichen Abflüssen der Monate März bis Oktober in den Jahren 2013 und 2014 zeigten. Als zufriedenstellend wurden diejenigen Modellläufe angesehen, welche einen Nash-Sutcliffe-Koeffizienten (Nash & Sutcliffe, 1970) von mindestens 0,55 in jedem Einzugsgebiet erreichten. Insgesamt konnten so 1304 geeignete Parameterkombinationen identifiziert werden. Der Nash-Sutcliffe-Koeffizient (NSE) ist ein bewährtes Bewertungskriterium für hydrologische Modelle. Der Wertebereich reicht von minus unendlich bis 1, wobei ein Wert von 1 eine perfekte Übereinstimmung anzeigt. Negative Werte bedeuten, dass der Mittelwert der Beobachtungen ein besseres Ergebnis als das Modell selbst liefert.

Als Niederschlagsinput wurden für alle Einzugsgebiete die stündlichen Werte der Station Hochdorf verwendet. Die gemessenen Niederschlags- und Abflusssummen sind in Tabelle 10

zu sehen. Die potentielle Evapotranspiration wurde auf Grundlage der täglichen meteorologischen Daten der Station Mosen mit Hilfe der Formel nach Penman & Monteith im R-Paket von Guo et al. (2017) berechnet.

Tabelle 10: Gemessene Niederschlags- (Station Hochdorf) [mm] und Abflusssummen [mm] der Perioden März bis Oktober der Jahre 2013, 2014 und 2015.

		Ron	Stägbach	Spittlisbach	Mühlbach	Höhibach
Niederschlag	2013			717		
	2014			777		
	2015			750		
Abfluss	2013	333	289	324	457	414
	2014	441	254	287	352	195
	2015	390	359	355	418	426

Die Ergebnisse der Kalibrierung für die drei Einzugsgebiete sind in Abbildung 44 zu sehen. Die höchsten NSE mit einem Median von 0,63 konnten für das Einzugsgebiet der Ron erreicht werden. Die NSE der Einzugsgebiete Stägbach und Spittlisbach liegen mit 0,6 und 0,58 leicht darunter.

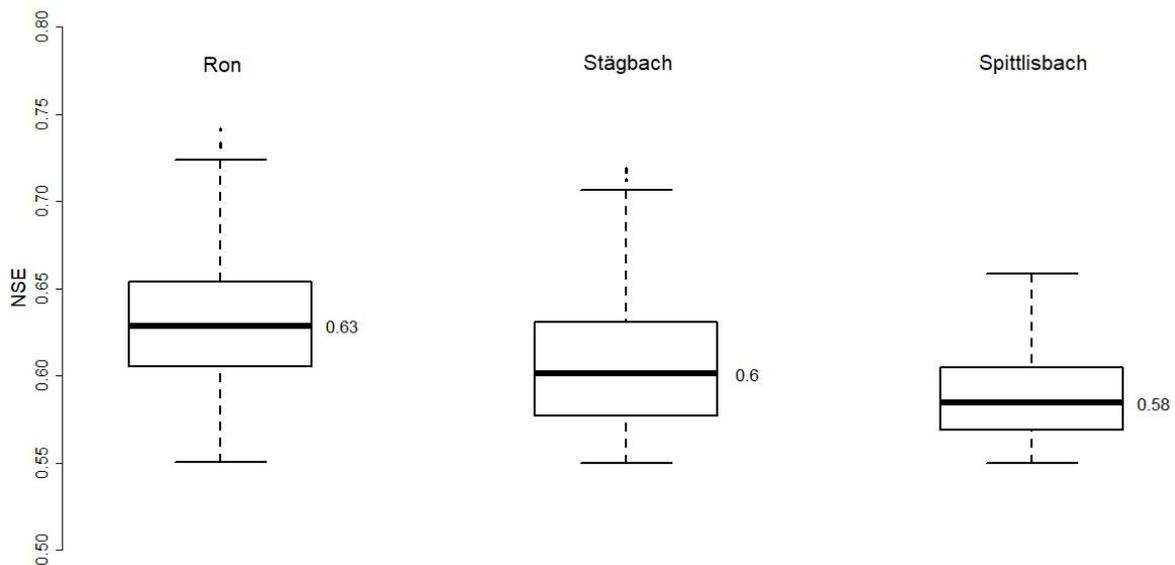


Abbildung 44: Nash-Sutcliffe-Koeffizienten (NSE) der täglichen Abflüsse der 1304 akzeptierten Parameterkombinationen. Kalibrierzeitraum: März-Oktober 2013 und 2014.

7.4 Evaluierung

7.4.1 Evaluierung Abfluss

Da insbesondere Modelle mit vielen Parametern zu «Overfitting» neigen (d.h. sie erreichen nur für den Kalibrierungszeitraum zufriedenstellende Ergebnisse), ist es notwendig, die kalibrierten Modelle mit unabhängigen Daten, welche nicht in der Kalibrierung verwendet wurden, zu evaluieren. Dazu wurde mit den kalibrierten Modellen der Abfluss für den Zeitraum März bis Oktober 2015 simuliert. Zusätzlich zu den drei kalibrierten Einzugsgebieten (Ron, Stägbach und Spittlisbach) wurden die kalibrierten Modelle auch in den Einzugsgebieten Mühlbach und Höhibach getestet. Die Ergebnisse der Evaluierung sind in Abbildung 45 zu sehen.

Erfreulicherweise liegen die erreichten NSE während des Evaluierungszeitraum im Mittel alle deutlich über den NSE der Kalibrierungsperiode. Auch für die beiden Einzugsgebiete, welche nicht Bestandteil der Kalibrierung waren, können sehr akzeptable Ergebnisse erzielt werden. Dies deutet auf eine robuste Kalibrierung und eine gute Übertragbarkeit des Modells hin. Auch die visuelle Überprüfung der Ganglinien der einzelnen Einzugsgebiete zeigen sehr zufriedenstellende Ergebnisse. Exemplarisch ist in Abbildung 46 der modellierte und gemessene Abfluss der Ron für das Jahr 2015 abgebildet. Sowohl die Abflussspitze als auch die Basisabflusssituationen in der zweiten, trockenen Jahreshälfte konnten sehr gut durch das Modell abgebildet werden. Die Ergebnisse für die restlichen Einzugsgebiete finden sich in Anhang 7 (Abbildung XVI bis Abbildung XXVI).

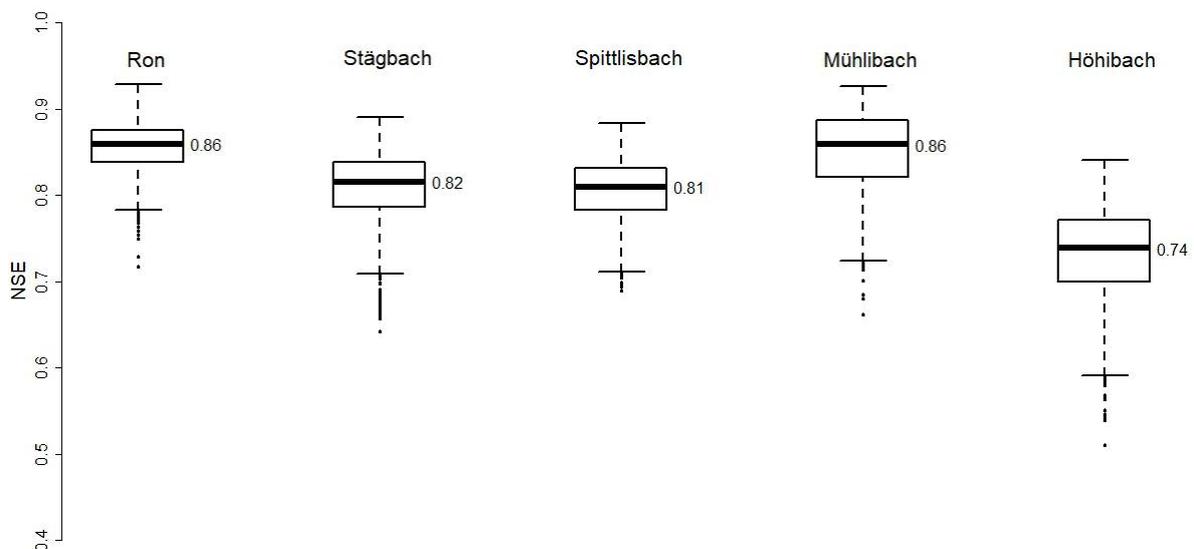


Abbildung 45: Nash-Sutcliffe-Koeffizienten (NSE) der täglichen Abflüsse der 1304 akzeptierten Parameterkombinationen. Evaluierungszeitraum: März-Oktober 2015.

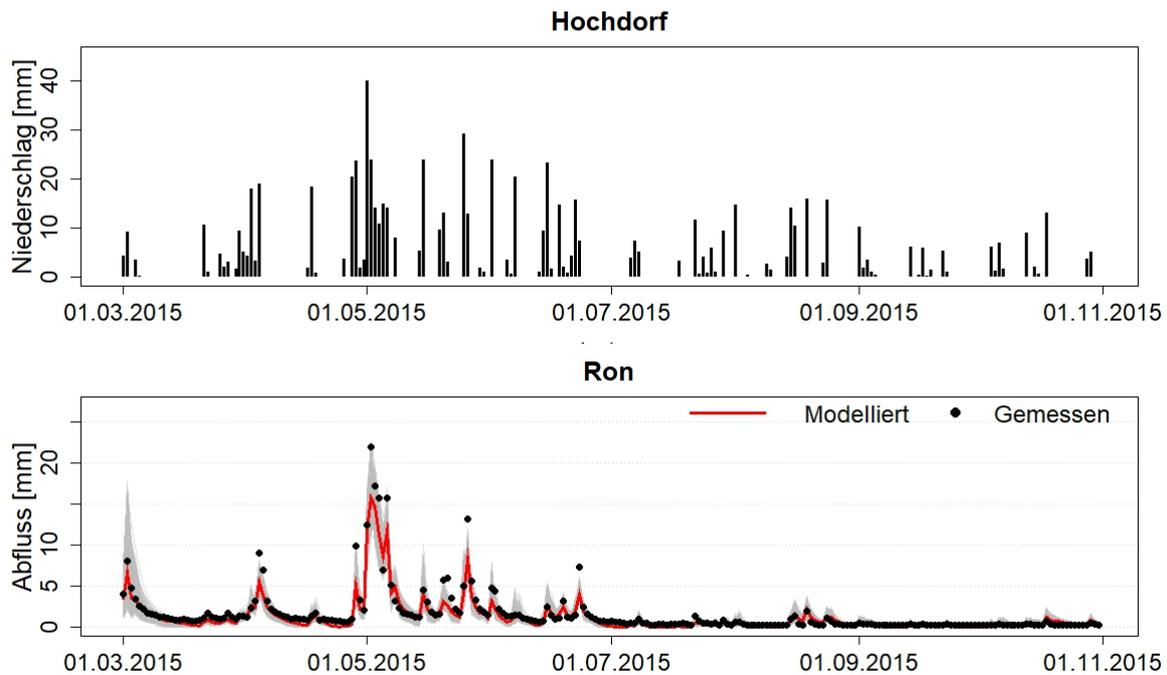


Abbildung 46: Täglicher Niederschlag an der Station Hochdorf und gemessener und modellierter Abfluss der Ron. Die 1304 Modellläufe sind in grau abgebildet. Der Mittelwert aller Modellläufe ist in rot zu sehen.

7.4.2 Evaluierung Phosphor

Die Berechnung der P-Verluste erfolgt auf Basis der P-Gehalte der Böden und dem modellierten Abfluss. Das Modell berücksichtigt dabei die Abschwemmungsverluste, die via Oberflächenabfluss, Drainageabfluss oder schnellem unterirdischen Abfluss entstehen. Die direkte Abschwemmung von Gülle und Einträge aus Punktquellen sind nicht berücksichtigt. Dies bedeutet, dass die modellierten P-Frachten in der Regel niedriger als die gemessenen sind. Da nur für die Einzugsgebiete des Mühlbachs und der Oberen Ron (keine kantonale Messstelle) eine annähernd vollständige Abdeckung der Boden-P Gehalte vorliegt (siehe Kapitel 4.3.3), werden nachfolgend nur die Ergebnisse des Mühlbachs präsentiert. Die Evaluierung wurde – wie für den Abfluss – für die Periode März bis Oktober 2015 durchgeführt. In diesem Zeitraum wurde im Mühlbach eine P-Fracht von 36,9 kg gemessen. Der Mittelwert der 1304 Modellläufe ergab eine Fracht von 29,6 kg (Max: 38,2 kg, Min: 20,3 kg). Die modellierte Fracht stimmt daher unter Berücksichtigung der fehlenden Einträge aus direkter Gülleabschwemmung und Punktquellen gut mit der gemessenen Fracht überein. Auch die Modellierung der Dynamik der P-Konzentrationen, insbesondere auch während des grössten Ereignisses im Jahr 2015, zeigt sehr zufriedenstellende Ergebnisse (Abbildung 47).

Insgesamt erweist sich sowohl das Modell selbst als auch die Parametrisierung als sehr robust. Entsprechend können damit zuverlässig weitere Analysen durchgeführt werden.

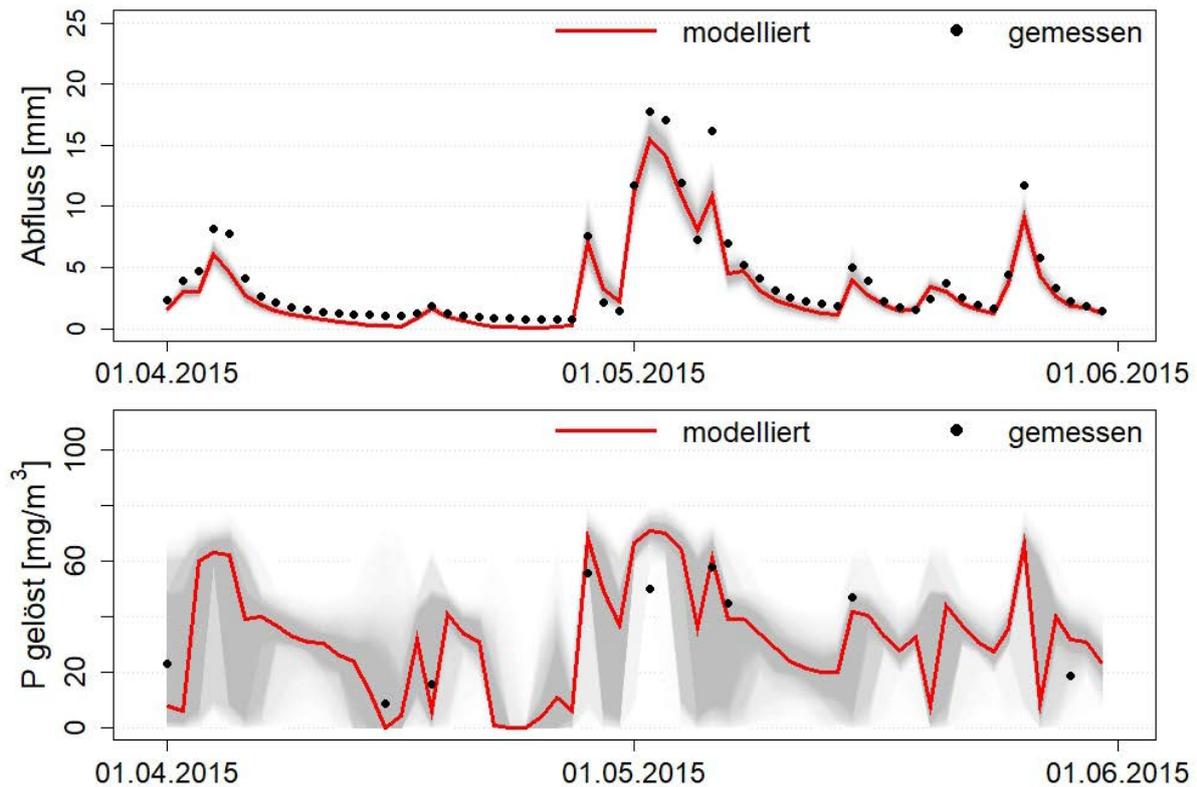


Abbildung 47: Modellierte und gemessene Abflüsse (oben) und Phosphorkonzentrationen (unten) im Mühlbach während des Frühlings 2015. Die 1304 Modellläufe sind in grau abgebildet. Der Mittelwert aller Modellläufe ist in rot zu sehen.

7.5 Hydrologische Risikoflächen

Mit dem kalibrierten Modell können neben Abfluss- und P-Berechnungen auch diejenigen Flächen ausgeschieden und räumlich dargestellt werden, welche schnellen Abfluss produzieren (Oberflächenabfluss und schnelle unterirdische Abflusskomponenten) und somit ein Risiko für P-Verluste haben. Dazu wird berechnet, wie viele der 1304 Modellläufe eine Fläche als hydrologisch aktiv kategorisieren. Wenn alle Modellläufe eine Fläche als aktiv kategorisieren, besteht ein sehr grosses Risiko. Hingegen besteht nur ein sehr kleines Risiko für Flächen, die in keinem der Modellläufe als aktiv kategorisiert werden. Für eine übersichtliche Darstellung haben wir die Ergebnisse in insgesamt 5 Risikoklassen zusammengefasst (Tabelle 11).

Im Folgenden sind die hydrologischen Risikokarten des Einzugsgebietes des Baldeggersees für drei typische Niederschlagsereignisse dargestellt (Abbildung 48 bis Abbildung 50).

- Ein kleines Ereignis mit 20 mm Niederschlag pro Tag, welches im Zeitraum 1985 - 2017 ungefähr sechs Mal pro Jahr eintrat und für ca. 10 % der P-Fracht eines durchschnittlichen Jahres verantwortlich ist (Abbildung 48).
- Ein mittleres Ereignis mit 35 mm Niederschlag pro Tag, welches ungefähr zwei Mal pro Jahr eintritt (verantwortlich für ca. 15 % der P-Jahresfracht) (Abbildung 49).
- Ein grosses Ereignis mit 50 mm pro Tag, welches ungefähr alle zwei Jahre eintritt (verantwortlich für ca. 21 % der P-Jahresfracht) (Abbildung 50).

Abbildung 51 zeigt die Flächenanteile der unterschiedlichen Risikoklassen für die drei Ereignisse in verschiedenen Einzugsgebieten des Baldeggersees.

Tabelle 11: Einteilung hydrologischer Risikoklassen.

Anteil der Modellläufe	Risikoklasse
0,0 - 0,2	sehr klein
0,2 - 0,4	klein
0,4 - 0,6	mittel
0,6 - 0,8	gross
0,8 - 1,0	sehr gross

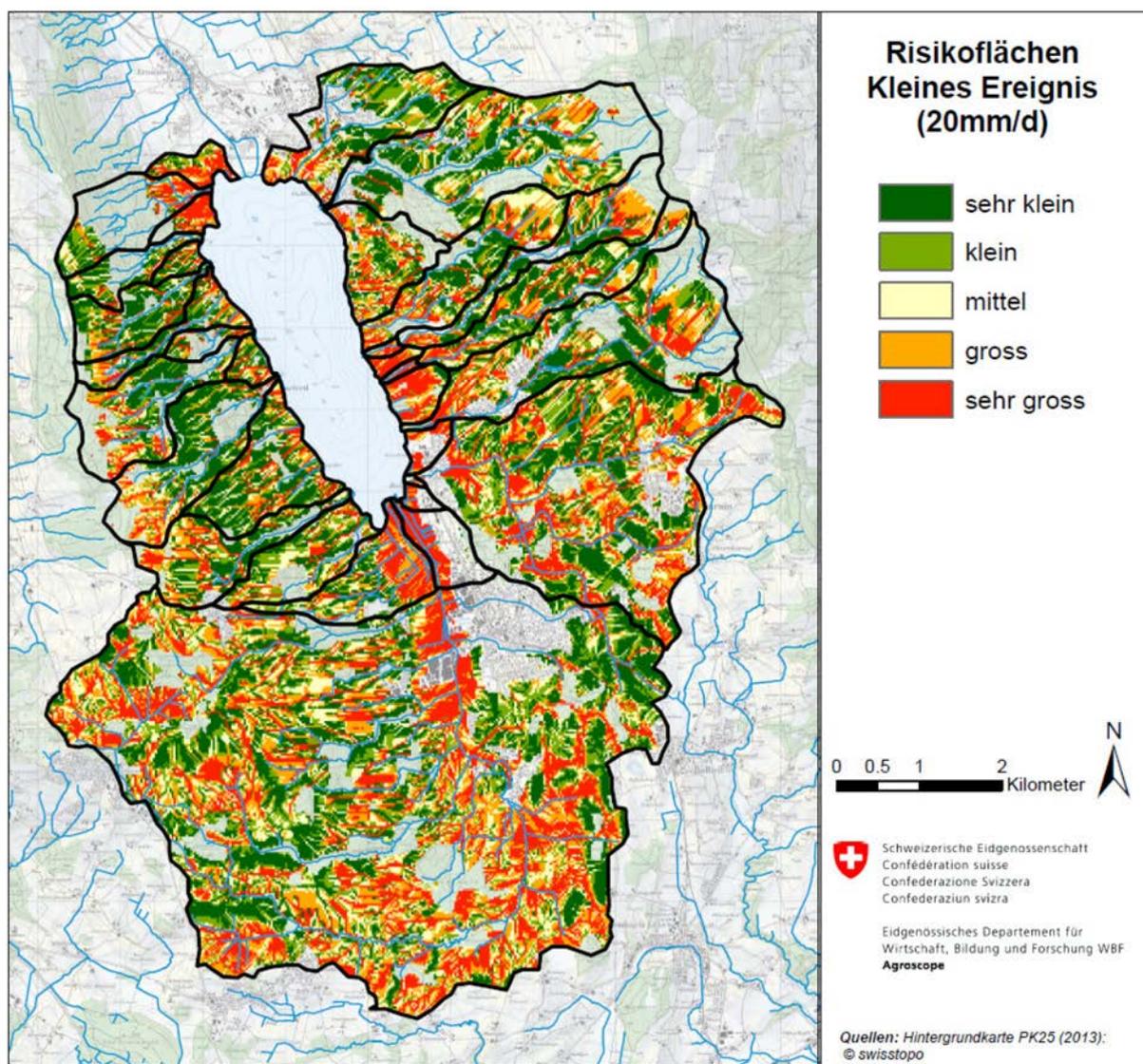


Abbildung 48: Hydrologische Risikoflächen eines kleinen Ereignisses.

Für das kleine Ereignis (Abbildung 48) kann noch klar zwischen hydrologisch aktiven und in-aktiven Flächen differenziert werden. Betrachtet man Flächen der Risikoklassen «mittel» bis «sehr gross» als hydrologisch aktive Flächen, so sind im Gesamteinzugsgebiet während des

kleinen Ereignisses mehr als die Hälfte (56 %) der landwirtschaftlich genutzten Fläche aktiv. Dabei zeigen sich zwischen den einzelnen Teileinzugsgebieten gewisse Unterschiede. Der grösste Anteil der hydrologisch aktiven Flächen lässt sich in den Einzugsgebieten der Ron (61 %), der Oberen Ron (61 %) und des Stägbachs (56 %) finden. Geringere Flächenanteile an aktiven Flächen finden sich in den Einzugsgebieten des Spittlisbachs (51 %), des Höhibachs (46 %) und vor allem des Mühlbachs (42 %).

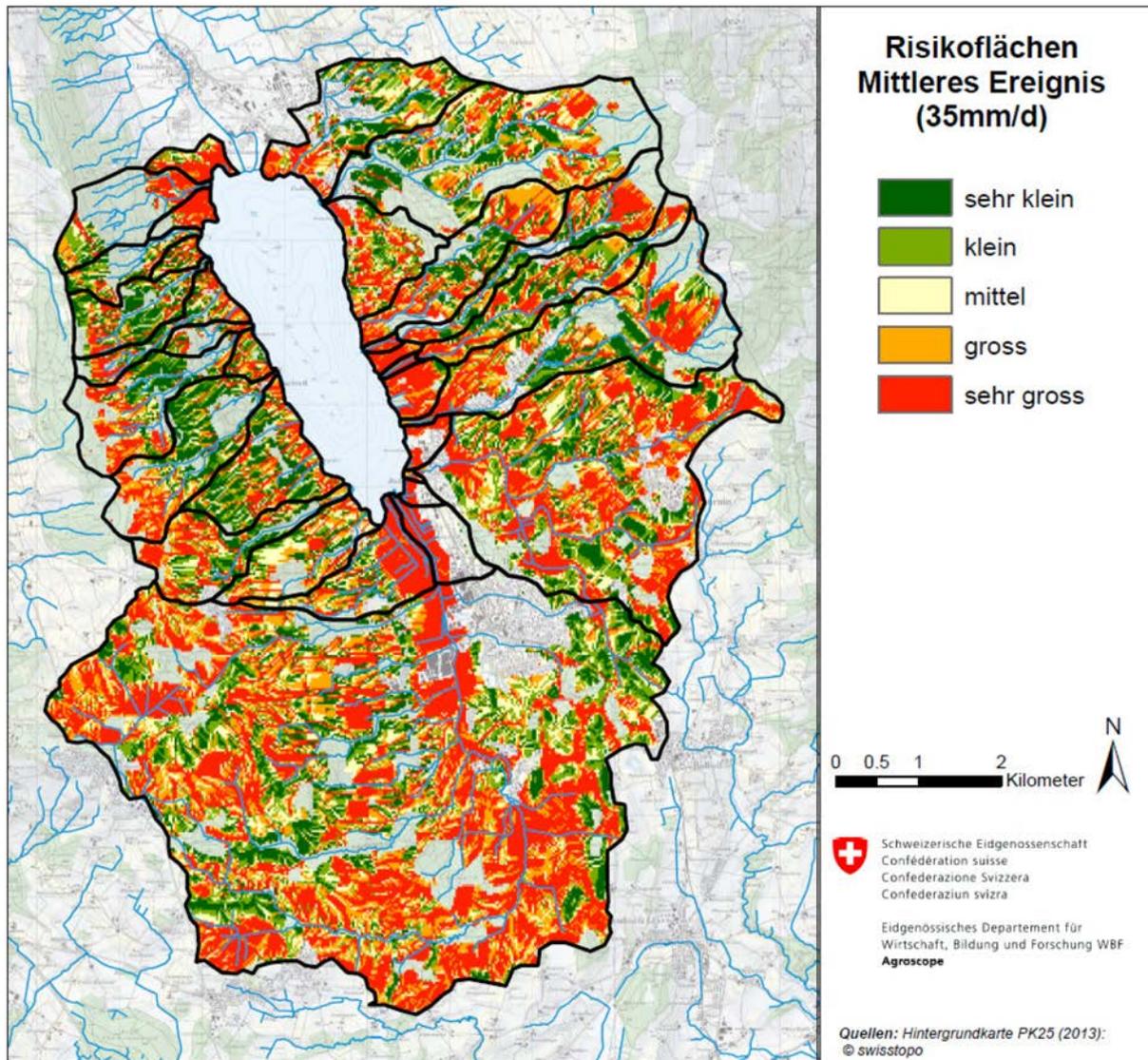


Abbildung 49: Hydrologische Risikoflächen eines mittleren Ereignisses.

Das Muster der Flächenanteile setzt sich auch in der Modellierung des mittleren Ereignisses fort (Abbildung 49). Während der Anteil der aktiven Flächen im Gesamteinzugsgebiet auf 69 % steigt, bleibt die Reihenfolge der aktivsten Teileinzugsgebiete im Wesentlichen gleich. Die höchsten Anteile zeigen sich wiederum für die Ron (74 %) und die Obere Ron (75 %). Der Stägbach (69 %) liegt ebenfalls wieder ungefähr auf dem Niveau des Gesamteinzugsgebietes und die geringsten Anteile wurden für den Spittlisbach (63 %), Höhibach (60 %) und den Mühlbach (54 %) berechnet. Während des grössten Ereignisses (Abbildung 50) sind nur noch wenige nicht-aktive Flächen auf der Karte zu erkennen. Entsprechend steigt der Anteil der hydrologisch aktiven Flächen im Gesamteinzugsgebiet auf 83 %. Insbesondere in der Ron (87 %)

und Obere Ron (88 %) sind so gut wie alle landwirtschaftliche genutzten Flächen während des grossen Ereignisses aktiv. Dahinter folgen, wie auch bei den beiden kleineren Ereignissen, die Einzugsgebiete des Stäg-, Spittlis- und Höhibachs mit aktiven Flächenanteilen von 84 %, 79 % und 79 %. Den klar geringsten aktiven Flächenanteil mit 67 % lässt sich auch für das grosse Ereignis wiederum im Mühlbach finden.

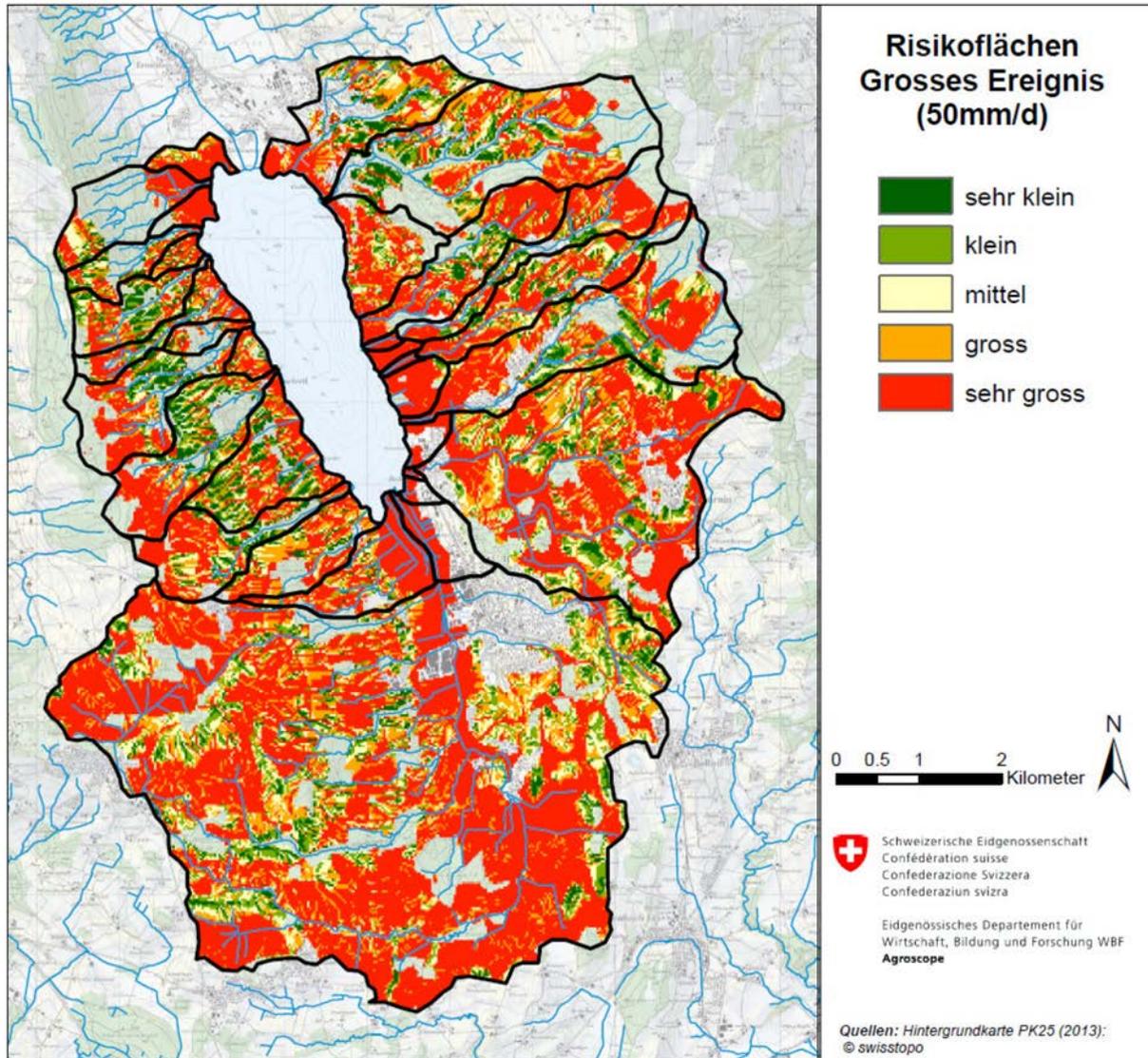


Abbildung 50: Hydrologische Risikoflächen eines grossen Ereignisses.

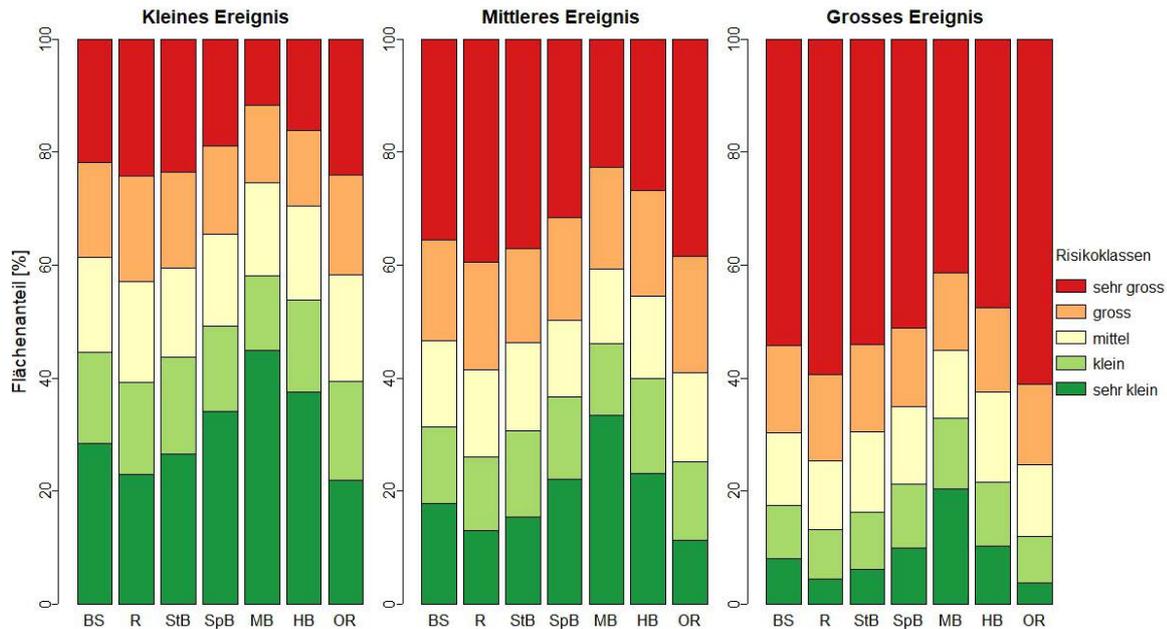


Abbildung 51: Flächenanteile der unterschiedlichen Risikoklassen in verschiedenen Einzugsgebieten des Baldeggersees (BS= gesamtes Einzugsgebiet Baldeggersee, R= Ron, StB = Stägbach, SpB = Spittlisbach, MB = Mühlbach, HB =Höhibach, OR = Obere Ron).

7.6 P-Szenarien

Wie im Kapitel 4 berichtet, ist ein Grossteil der Böden im Einzugsgebiet des Baldeggersees mit P überversorgt. Als Folge wird dieser P von den landwirtschaftlichen Flächen bei hydrologischer Aktivität und Anschluss ans Gewässernetz in den See transportiert. Nachfolgend soll deshalb mit dem Modell untersucht werden, wie gross der Einfluss der Boden-P-Gehalte auf die P-Fracht ist und wie weit die Gehalte verringert werden müssten, um eine Halbierung der Fracht zu erzielen.

Dazu wurden mit dem Modell für das Teileinzugsgebiet Obere Ron verschiedene Boden-P Szenarien berechnet. Die Auswahl des Teileinzugsgebiets erfolgte aufgrund der relativ guten Abdeckung mit gemessenen Boden-P-Gehalten (82 %) und den sehr hohen Graden an Konnektivität und hydrologischer Aktivität. Hinsichtlich der beiden letztgenannten Variablen sind die durchgeführten Berechnungen daher als Worst-Case-Szenario zu verstehen. Die Boden-P-Gehalte in der Oberen Ron sind generell sehr hoch. In Abbildung 52 sind die CO₂-P-Testzahl und die abgeleitete Versorgungsklasse für einen Tongehalt von 20 bis 29,9 % dargestellt (Fisch et al., 2017). Über die Hälfte der Flächen (57 %) liegt in der Versorgungsklasse E und der flächengewichtete Mittelwert der CO₂-P-Testzahl beträgt 21,8.

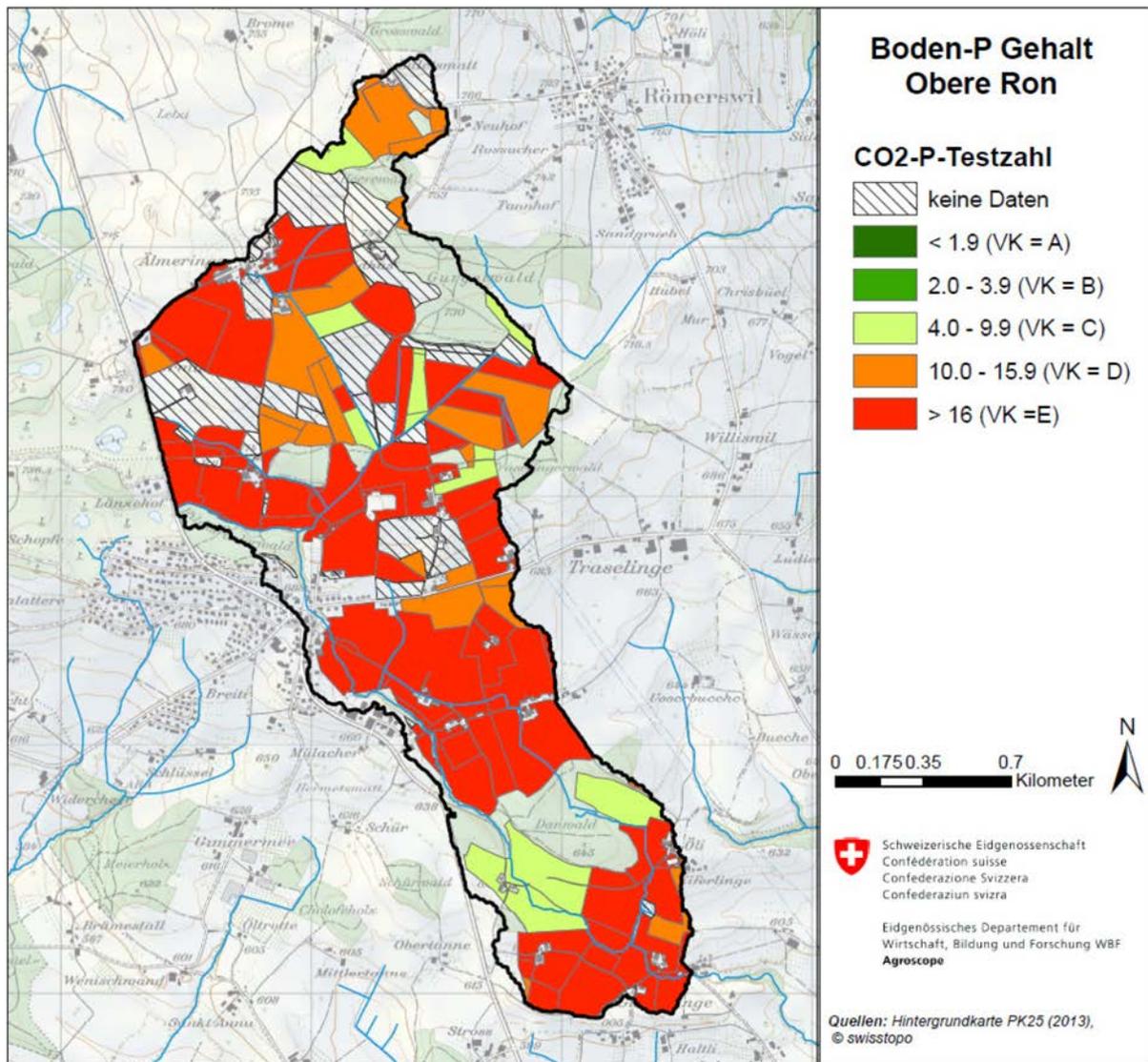


Abbildung 52: CO₂-P-Testzahl der Parzellen in der Oberen Ron inklusive der abgeleiteten Versorgungsklasse (VK) (Tongehalt: 20 - 29,9 %).

Diese Boden-P-Verteilung wurde verwendet, um die Jahresfracht für ein Referenzszenario zu berechnen. Den Flächen ohne gemessenen Boden-P-Gehalten wurde der Mittelwert zugeteilt. Die Fracht wurde für die Periode März bis Oktober 2015 modelliert. Diese Fracht wurde dann auf ein komplettes Jahr hochgerechnet und die flächenspezifische Jahresfracht für die landwirtschaftlich genutzte Fläche bestimmt. Da das Modell wasserlösliche Boden-P-Gehalte (H₂O-P) für die Abschwemmungsberechnung benötigt, wurden diese anhand des von Stünzi (2006b) berichteten Umrechnungsfaktors von 2 aus den CO₂-Boden-P-Gehalten abgeleitet (1 mg P/kg Boden H₂O-P = 2 mg P/kg Boden CO₂-P).

Neben dem Referenzszenario mit einem Boden-P-Gehalt von im Mittel 22 (CO₂-P-Testzahl), wurden noch zwei zusätzliche Szenarien berechnet. Ein Szenario zeigt auf, um wieviel der mittlere Boden-P-Gehalt verringert werden müsste, um im Einzugsgebiet der Oberen Ron eine Halbierung der P-Jahresfracht zu erzielen. Durch eine Reduzierung des Boden-P-Gehalts auf 13 (CO₂-P-Testzahl) – was einer mittleren Versorgungsklasse D entspricht – konnte der Median der spezifischen Jahresfracht der 1304 Modellrealisationen (siehe Kap. 7.3) von 65,1 kg/km² im Referenzszenario auf 32,8 kg/km² halbiert werden (Abbildung 53). Eine noch

stärkere Reduzierung auf eine spezifische Jahresfracht von 22,8 kg/km² könnte erreicht werden, wenn der Boden-P-Gehalt auf eine CO₂-P-Testzahl von 9 (Versorgungsklasse C) verringert würde. Da das Einzugsgebiet der Oberen Ron höhere P-Bodengehalte aufweist als der Durchschnitt des gesamten Einzugsgebiets des Baldeggersees, müsste für eine Halbierung der Gesamtfracht der P-Gehalt der Flächen noch etwas tiefer sein. Für das gesamte Einzugsgebiet des Baldeggersees wurde deshalb der Zielwert CO₂-P-Testzahl 10,0 festgelegt. Der Zielwert liegt damit an der Grenze zwischen den Versorgungsklassen C und D für einen Boden mit einem für das Gebiet durchschnittlichen Tongehalt von 20 bis 29,9 %. Potentielle P-Abreichungsszenarien auf Basis von Bilanz-Restriktionen zur Erreichung dieses Boden-P-Zielwerts werden in Kapitel 9 behandelt.

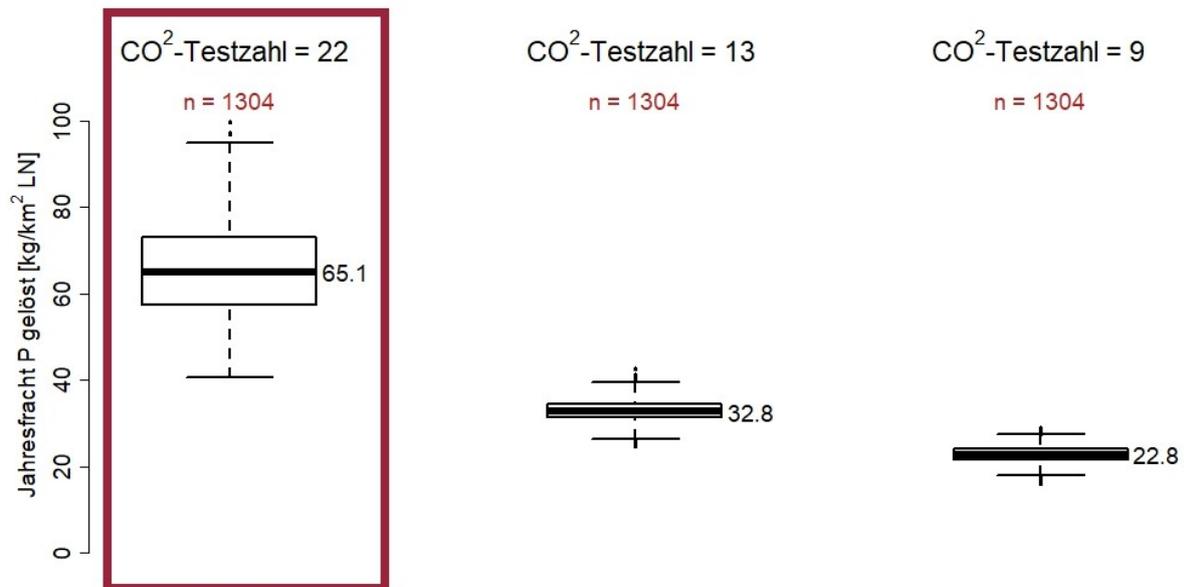


Abbildung 53: Modellerte Jahresphosphorfrachten der Oberen Ron für unterschiedliche Boden-P-Gehalte (n=Anzahl Modellläufe des Niederschlags-Abfluss-Phosphor-Modells, aktueller Boden-P Gehalt in der oberen Ron = roter Kasten).

8 Bewertung der Prozesse

8.1 Oberflächenabfluss und direkte Gülleabschwemmung

Die Bedeutung von Oberflächenabfluss für die P-Fracht der Zuflüsse beurteilen wir als eher gering. Diese Einschätzung umfasst sowohl direkte Abschwemmung ins Gewässer als auch indirekte über ans Gewässernetz angeschlossene Strassen.

Die direkte und indirekte Konnektivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen für Oberflächenabfluss ist gemäss Gewässeranschlusskarte mit 51 % Anschluss-Wahrscheinlichkeit im Einzugsgebiet vom Baldeggersee zwar hoch, aber nur geringfügig höher als im Schweizer Durchschnitt (Alder et al., 2015). Die Verzögerungen der P-Konzentrations-Peaks gegenüber den Abfluss-Peaks bei unseren Messungen im Bach zeigen jedoch, dass Oberflächenabfluss keine entscheidende Rolle spielt. Sonst müssten P-Peak und Abfluss-Peak näher zusammenliegen oder sogar zusammenfallen.

Die Messungen mit den von uns auf Graslandflächen in Hanglage installierten Oberflächenabflusssammlern zeigen, dass es sehr selten und auf sehr wenigen Flächen zu messbarem Oberflächenabfluss kam. Auch bei allen Feldbegehungen konnten – bis auf das Extremereignis vom 03.06.2017 – nie Spuren von Oberflächenabfluss oder Erosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen beobachtet werden. Auf versiegelten oder befestigten Flächen wie Strassen, Wegen oder Hofplätzen ist allerdings häufig mit Oberflächenabfluss zu rechnen; flächenanteilmässig spielen diese aber eine untergeordnete Rolle.

Lokale Extremereignisse mit sehr intensiven Niederschlägen bilden eine Ausnahme. In solchen Situationen ist auf nahezu allen Flächen mit Oberflächenabfluss zu rechnen. Dies zeigen sowohl die Daten und Feldbeobachtungen vom 03.06.2017 als auch die Modellberechnungen mit dem Niederschlags-Abfluss-Modell für ein Grossereignis.

Da Oberflächenabfluss nur sehr selten gemessen und beobachtet werden konnte, stufen wir auch die Bedeutung der direkten Gülleabschwemmung als gering bis mittel ein. Zwar ist die Intensität der Graslandnutzung mit zahlreichen Gülledüngungen pro Jahr sehr hoch, was die Wahrscheinlichkeit der Gülleapplikation bei ungünstigen Witterungsbedingungen oder des Zusammentreffens von Gülledüngung mit einem nachfolgenden Starkregen und damit auch das Risiko für Gülleabschwemmung erhöht. Trotzdem konnten nur vereinzelt solche Fälle durch erhöhte P-Konzentrationen im Bach von uns gemessen werden. Die Analyse der kantonalen Daten zeigt weiterhin, dass im Frühjahr – dem Zeitpunkt der häufigsten Gülledüngungen – keine erhöhten P-Frachten in den Zuflüssen gemessenen werden konnten. Auch frühere Studien weisen auf eine eher geringe Bedeutung von direkter Gülleabschwemmung hin (Hahn et al., 2012; 2013; 2014).

Wir schätzen den Anteil von Oberflächenabfluss und der direkten Gülleabschwemmung an der algenwirksamen P-Fracht der Fliessgewässer zum Baldeggersee als grobe Annäherung auf 10 - 30 %.

8.2 Abflüsse aus Zuleitungen (Drainagen und andere)

Die Abflüsse aus Zuleitungen stellen unserer Meinung nach den wichtigsten Eintragspfad für P dar. Die Abflussreaktion bei unseren Messungen war im Vergleich zur sehr schnellen Reaktion bei direktem Oberflächenabfluss relativ langsam und verhalten. Dies lässt auf Drainageabfluss oder andere schnelle unterirdische Transportprozesse schliessen. Nicht nur ist die Dichte an Zuleitungen mit über 20 Einleitungen pro Kilometer Fließstrecke im Testeinzugsgebiet Obere Ron extrem hoch, sondern es wurden auch zum Teil sehr hohe P-Konzentrationen und -Frachten gemessen. Die Identifizierung der P-Quelle der Zuleitungen gestaltete sich aber als sehr schwierig. Die gesamte drainierte Fläche im Einzugsgebiet des Baldeggersees wurde auf 11 % der LN modelliert. Bei Flächendrainagen unter landwirtschaftlich genutzten Böden in den P-Versorgungsklassen D und E ist mit hohen P-Verlusten zu rechnen. Gleichzeitig gibt es verschiedene Möglichkeiten von Punktquellen wie Strassenentwässerungen, Hofplatzentwässerungen, undichte Güllegruben, unsachgemässe Mistlagerplätze etc., die permanent oder sporadisch zu hohen P-Einträgen führen können. Ausserdem gibt es noch Meteorwasserableitungen (z.B. Dachwasser) mit eher geringen P-Einträgen. Die eindeutige Identifizierung der jeweiligen P-Quelle bedarf daher meist umfangreicher Einzelabklärungen, zumal häufig Mischformen zu erwarten sind.

Ebenfalls erfolgen über die Zuleitungen meist die sogenannten «Gülleunfälle». Zwischen 2012 und 2018 gab es im Kanton Luzern gemäss UWE (2018b) zwischen 62 und 82 polizeilich erfasste Gewässerverunreinigungen pro Jahr, von denen zwischen 17 und 35 eindeutig als Gülleunfälle identifiziert werden konnten.

Wir haben den Anteil von Abflüssen aus Zuleitungen an der algenwirksamen P-Fracht der Fließgewässer zum Baldeggersee aus unseren Messungen hochgerechnet und kommen als grobe Annäherung auf 50 - 70 %.

8.3 Andere Abflüsse

Neben den oben aufgeführten Abflussprozessen gibt es noch Quellwasseraustritt, Grundwasseraustritt und Interflow-Prozesse (= schnelle unterirdische Abflussprozesse) direkt in ein Oberflächengewässer, die alle ebenfalls zur P-Belastung der Oberflächengewässer bzw. zur P-Fracht ins Oberflächengewässer beitragen. Beim Quellwasseraustritt gehen wir von sehr geringen P-Konzentrationen aus, da Quellwasser in der Regel eine längere Bodenpassage durchlaufen hat und die Quellen häufig im Wald liegen. Messresultate zur P-Konzentration im Quellwasser aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees existieren aber unseres Wissens nicht. Beim Grundwasseraustritt verhält es sich ähnlich wie beim Quellwasseraustritt, entsprechend gehen wir auch hier von sehr geringen P-Konzentrationen und P-Frachtanteilen aus. Bei mit P überversorgten Böden könnte es allerdings auch zu P-Auswaschungsverlusten mit dem Sickerwasser kommen. Auch hierzu existieren allerdings keine direkten Messungen. Interflow-Prozesse können dagegen von Bedeutung sein. Makroporenfluss durch den Boden mit lateralem Abfluss auf undrainierten Hängen kann zu schnellem Interflow führen, der – vor allem auf mit P hoch versorgten Böden – ähnlich hohe P-Konzentrationen wie die Abflüsse aus Zuleitungen aufweisen kann. Auf allen undrainierten Flächen in Hanglage ist mit schnellem

Interflow ins Gewässer zu rechnen. Messtechnisch ist dieser aber sehr schwer erfassbar, so dass auch hierzu keine Messungen vorliegen.

Wir schätzen den Anteil der anderen Abflüsse an der algenwirksamen P-Fracht der Fliessgewässer zum Baldeggersee als grobe Annäherung auf 10 - 30 %.

8.4 Beitragende Flächen

Die ursprüngliche Konzeptidee der beitragenden Flächen war, dass etwa 20 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees beitragende Flächen sind, d.h. Flächen sind, die hoch mit P versorgte Böden haben, hydrologisch aktiv sind und ans Gewässer angeschlossen sind. Zudem wurde postuliert, dass diese Flächen etwa 80 % der algenwirksamen P-Fracht verursachen (siehe Kap. 1.3) Wenn diese Fläche durch Massnahmen verkleinert werden könnte, würde die P-Fracht deutlich verringert.

Um diese Hypothese zu überprüfen, haben wir einen P-Index entwickelt, der das Risiko von Flächen für algenwirksame P-Einträge ins Gewässer zeigt. Um diesen Index möglichst einfach zu halten, haben wir vier Risikoklassen gebildet und die drei Kriterien «Räumliche Stoffquelle», «hydrologische Aktivität» und «Konnektivität» entsprechend klassiert. Der P-Gehalt des Bodens wurde anhand der CO₂-P-Testzahlen, die hydrologische Aktivität für ein mittleres Niederschlagsereignis anhand der Modellresultate des Niederschlags-Abfluss-Modells und die Konnektivität auf Basis der Gewässeranschluss- und Drainagekarte klassiert (Tabelle 12). Abbildung 54 zeigt die entsprechenden Risikokarten für jedes Kriterium. Anschliessend wurden diese drei Karten überlagert (Abbildung 55). Für die Risikoklassierung der P-Verluste wurde dabei die Annahme getroffen, dass das geringste Risiko das Gesamtrisiko entsprechend dem Konzept der beitragenden Flächen bestimmt. Beispiel:

- geringes Risiko Boden-P + hohes Risiko hydrologische Aktivität + sehr hohes Risiko Konnektivität = Gesamtrisiko gering

Tabelle 12: Klassierung der Kriterien «Boden-P», «hydrologische Aktivität» und «Konnektivität» in vier Risikostufen für die Ermittlung des Phosphor-Index.

Risiko	Boden-CO ₂ -P-Testzahl	Hydrologische Aktivität (mittleres Ereignis)	Konnektivität
geringes Risiko	< 4	0 - 25 % der Modelle sind aktiv	kein Anschluss
mittleres Risiko	4 - 12	25 - 50 % der Modelle sind aktiv	niedrige Anschlusswahrscheinlichkeit
hohes Risiko	12 - 16	50 - 75 % der Modelle sind aktiv	mittlere Anschlusswahrscheinlichkeit
sehr hohes Risiko	> 16	> 75 % der Modelle sind aktiv	hohe Anschlusswahrscheinlichkeit oder drainiert

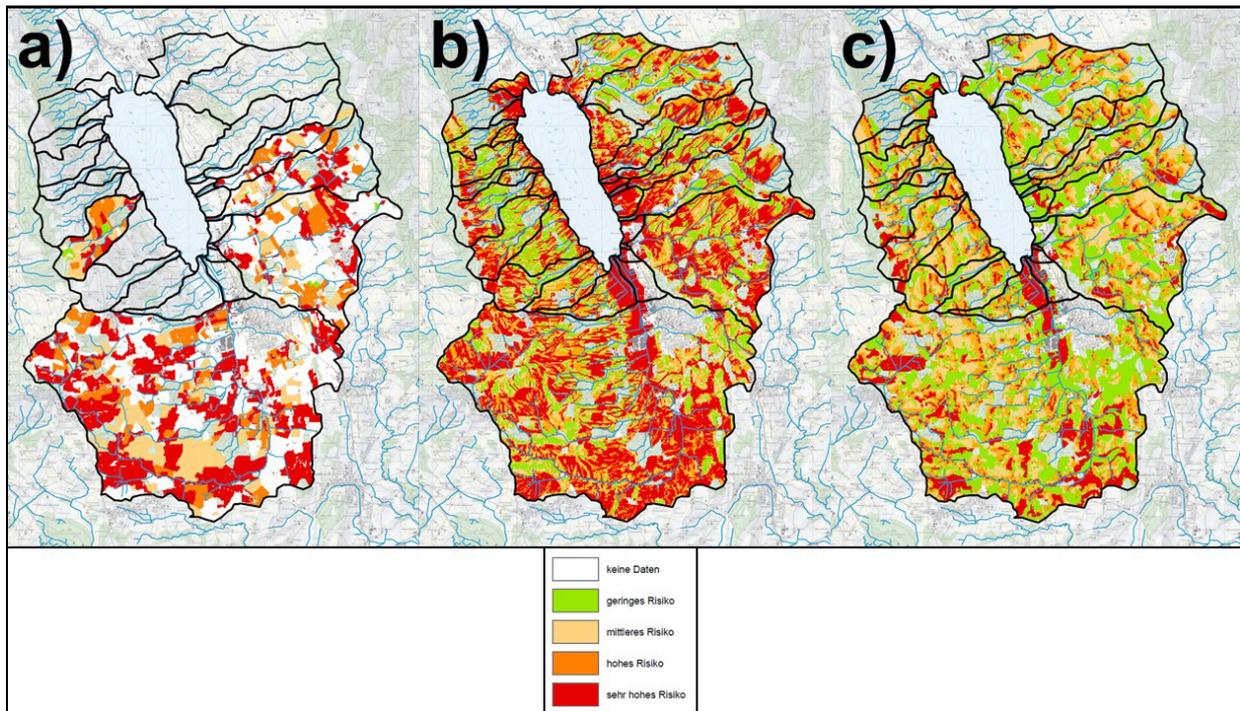


Abbildung 54: Risikokarten für a) Boden-P, b) hydrologische Aktivität und c) Konnektivität gemäss Risikoklassierung nach Tabelle 12 für das Einzugsgebiet des Baldeggersees.

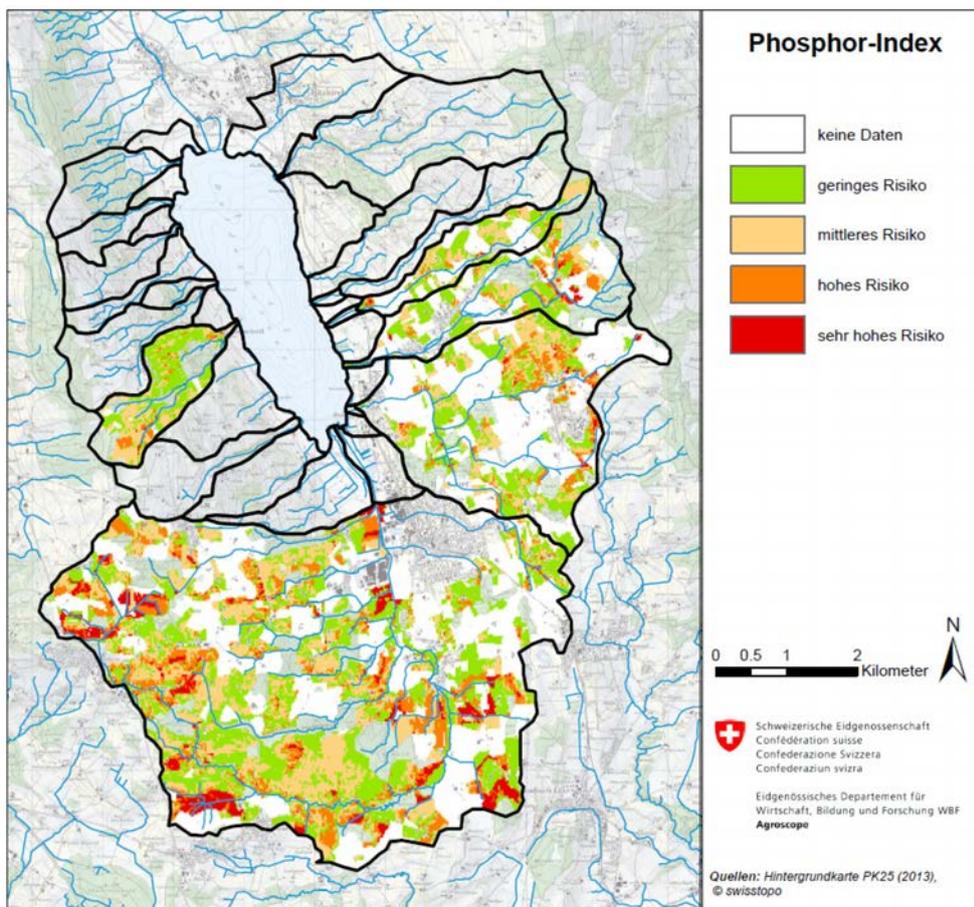


Abbildung 55: Karte des Risikos für algenwirksame P-Verluste gemäss Phosphor-Index. Flächen mit mittlerem, hohem und sehr hohem Risiko stellen die beitragenden Flächen dar.

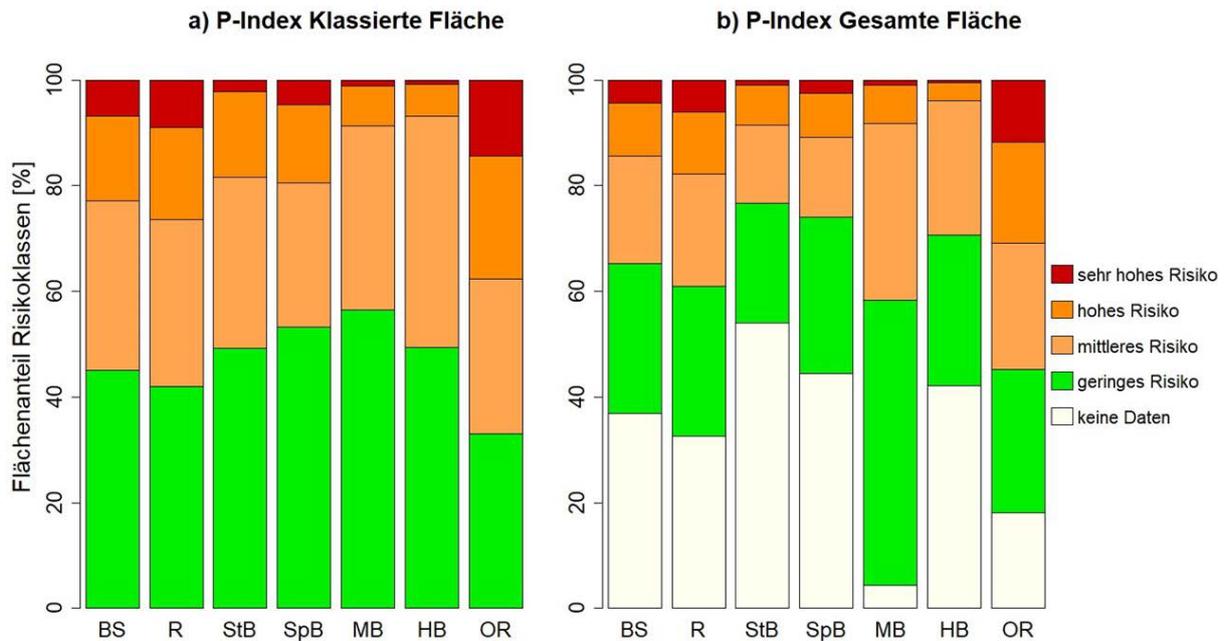


Abbildung 56: Flächenanteile der einzelnen Risikoklassen für algenwirksame P-Verluste gemäss P-Index an a) der klassierten Fläche und b) der gesamten Fläche, in verschiedenen Einzugsgebieten des Baldeggersees (BS= gesamtes Einzugsgebiet Baldeggersee, R= Ron, StB = Stägbach, SpB = Spittlisbach, MB = Mühlibach, HB =Höhibach, OR = Obere Ron).

Da die Boden-P-Daten leider nur lückenhaft georeferenzierbar waren, konnten mit dem vorliegenden Ansatz nur 63,1 % der LN des gesamten Einzugsgebiets des Baldeggersees klassiert werden (Abbildung 56). Die Abdeckung schwankt dabei von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet stark. Daher können die prozentualen Anteile der Risikoklassen in Abbildung 56 nicht einfach auf die ganze Fläche extrapoliert werden. Entsprechend sind nur die Daten für die Obere Ron und den Mühlibach zuverlässig interpretierbar, während für die gesamte Einzugsgebietsfläche des Baldeggersees nur eine grobe Abschätzung gemacht werden kann.

In der Oberen Ron weisen 14,4 % der klassierten Flächen ein sehr hohes, 23,3 % ein hohes und 29,3 % ein mittleres Risiko für P-Verluste auf. Insgesamt haben also 67,0 % der klassierten LN einen hohen P-Index und können als beitragende Flächen bezeichnet werden. Im Mühlibach dagegen haben nur 1,1 % ein sehr hohes, 7,5 % ein hohes und 34,9 % ein mittleres Risiko für P-Verluste; insgesamt wurden also nur 43,6 % als beitragende Flächen klassiert.

Für das gesamte Einzugsgebiet des Baldeggersees dürften als grobe Annäherung rund 55,0 % der LN als beitragende Flächen gemäss obiger Risikoklassierung eingestuft werden.

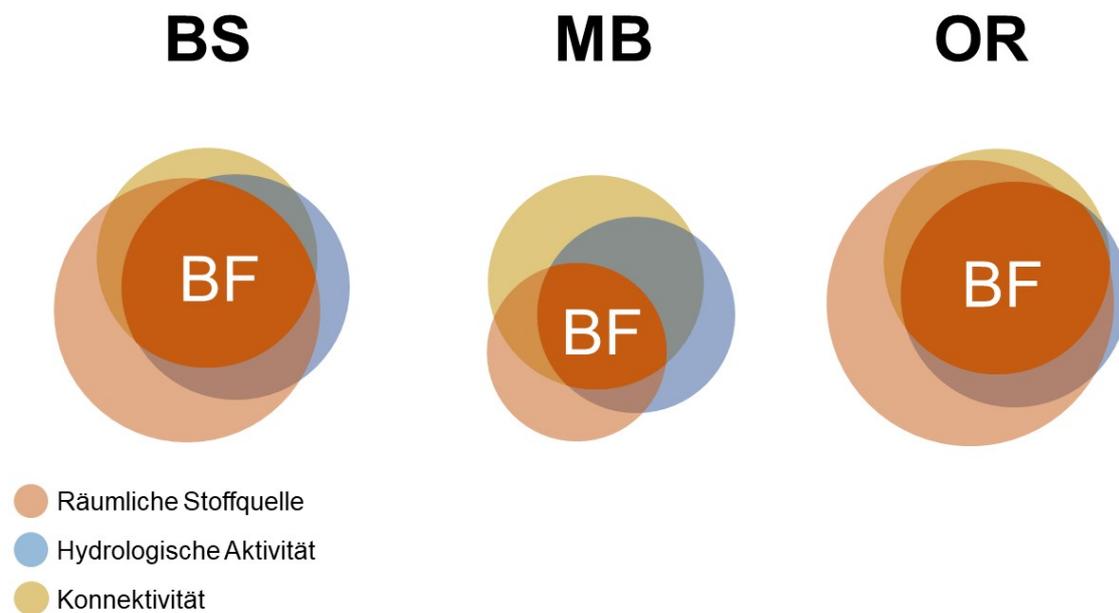


Abbildung 57: Das Konzept der beitragenden Flächen für das Einzugsgebiet des Baldeggersees (BS), den Mühlbach (MB) und die Obere Ron (OR), wie es sich aus den Messungen und Modellierungen ergibt. Vergleiche dazu auch Abbildung 1 in Kapitel 1.3.

Das Konzept der beitragenden Flächen an sich ist durchaus plausibel, aber die Schnittmenge von hoch mit P versorgten Böden, hydrologisch aktiver und ans Gewässer angeschlossener Flächen und damit der Anteil beitragender Flächen ist im Einzugsgebiet des Baldeggersees deutlich grösser und variiert von Teileinzugsgebiet zu Teileinzugsgebiet. In der Oberen Ron sind sowohl die räumliche Stoffquelle als auch die hydrologische Aktivität und die Konnektivität sehr hoch und es ergibt sich entsprechend eine grosse Schnittmenge von 67,0 % beitragender Flächen (Abbildung 57). Im Mühlbach ist die räumliche Stoffquelle deutlich kleiner als in der Oberen Ron, die hydrologische Aktivität ist ebenfalls kleiner und die Konnektivität ist geringfügig kleiner als in der Oberen Ron. Die Schnittmenge ist entsprechend deutlich kleiner und beträgt nur 43,6 % (Abbildung 57), ist aber immer noch doppelt so hoch wie die in der Eingangshypothese postulierten 20 %. Wenn aber zwischen 43,6 und 67,0 % der Flächen beitragend sind, sind auch auf einem entsprechend grossen Flächenanteil Massnahmen zur Verringerung der P-Einträge notwendig (siehe Kap. 10). Das grösste Reduktionspotential wird bei der räumlichen Stoffquelle – dem P-Gehalt der Böden – gesehen. Bei der hydrologischen Aktivität und der Konnektivität gibt es nur ein geringes Reduktionspotential. Entsprechend muss auch die in Abbildung 1 (Kap. 1.3) entworfene Zielvorstellung beim Konzept der beitragenden Flächen revidiert bzw. angepasst werden (siehe Abbildung 60, Kap. 10).

9 P-Abreicherung im Boden

Aus Kapitel 4 geht hervor, dass ein Grossteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees mit P überversorgt ist. Dies betrifft insbesondere die Naturwiesenflächen, von welchen die Hälfte eine P-Testzahl höher als 19,9 aufweist (Kap. 4.3.1, Abbildung 20). Um die P-Fracht aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Baldeggersee zu halbieren, ist eine Reduktion der Boden-P-Testzahlen auf mindestens 10,0 notwendig (Kap. 7.6). Vergleiche der Zahlen aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees zwischen den Perioden 1994 - 1998 und 2009 - 2014 weisen darauf hin, dass bisher keine Abnahme der Boden-P-Gehalte stattgefunden hat (Kap. 2.4, Tabelle 5). Von den aktuellen Massnahmen des Seevertrags (LAWA, 2018) hat nur die Anforderung «Der Phosphor-Bedarf der Kulturen darf maximal zu 90 % gedeckt werden» einen direkten Einfluss auf die P-Versorgung der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese Anforderung wird mittels einer Beschränkung der Suisse-Bilanz umgesetzt, welche auf Betriebsebene wirkt und die Verteilung der Nährstoffe innerhalb des Betriebs nicht berücksichtigt. Deshalb wird im Folgenden die Anforderung «Der Phosphor-Bedarf der Kulturen darf maximal zu 90 % gedeckt werden» auf ihre Wirksamkeit geprüft. Dabei wird davon ausgegangen, dass die 90 %-Bedarfsdeckung streng ausgelegt wird (ohne Toleranzen und Abzüge, Details dazu siehe Kap. 10.4.4). Zudem spielen sich die im folgenden beschriebenen Szenarien auf Schlagebene ab.

9.1 Literaturstudie

Für das Einzugsgebiet des Baldeggersees existieren gegenwärtig nur wenige Zahlen zur längerfristigen Entwicklung der P-Verfügbarkeit der Böden und der Nährstoffbilanzen. Die im Kapitel 9.2 berechneten Abreicherungsszenarien stützen sich auf Daten von wenigen Wochen (Frossard et al., 2014). Die folgende Literaturübersicht zu Langzeitversuchen zu Boden-P-Gehalten soll deshalb die Validität der berechneten Szenarien prüfen.

Für einen Bericht zuhanden des BAFU haben Frossard et al. (2011) zwischen 2002 und 2010 auf Betrieben im Einzugsgebiet des Baldeggersees P-Düngungsversuche durchgeführt. Es wurden P-Bedarfsdeckungsgrade von 80, 100 und 110 % auf 54 Parzellen getestet, wobei die 80 und die 110 %-Bilanz auf stark angereicherten Flächen (Versorgungsklassen D und E) und die 100 %-Bilanz auf Flächen mit Versorgungsklasse A, B oder C durchgeführt wurden. Vergleiche zwischen den Messwerten von 2002 - 2004 und jenen von 2009 - 2010 zeigen keine signifikanten Abnahmen von $\text{CO}_2\text{-P}$. Im Ackerland wurden unter 80 % und 100 % Bilanz 2009 - 2010 sogar signifikant höhere Werte gemessen als 2002 - 2004. Diese Resultate zeigen, wie komplex die Situation im Feld auf Praxisbetrieben ist. Insbesondere die räumliche Variabilität der Flächen und die schwierig zu kontrollierenden Bewirtschaftungsfaktoren können die Qualität der Ergebnisse stark vermindern. Entsprechend ist aus den Daten auch abzuleiten, dass sich solche Veränderungen im Düngeregime von Betrieben auch nach neun Jahren nicht gezwungenermassen in tieferen $\text{CO}_2\text{-P}$ -Gehalten widerspiegeln müssen. In ähnlicher Weise zeigt auch ein Vergleich zwischen Daten aus den Jahren 1994 - 1998 mit Daten von 2009 - 2014 (Kap. 2.4, Tabelle 5), dass die Situation in der Praxis viel komplexer ist, und Abnahmeszenarien immer als potentielle Entwicklungen angesehen werden müssen.

Über das Potential einer Abreicherung bei unterschiedlichen P-Bilanzsalden von demselben Startwert aus gibt eine Reihe von Feldversuchen, welche seit 1989 durch Agroscope durchgeführt werden, Auskunft. An sechs verschiedenen Standorten in der Schweiz werden sechs verschiedene P-Düngungsstufen (null bis fünf Drittel der empfohlenen P-Düngung) verglichen (Gallet et al., 2003; schriftliche Mitteilung R. Fleisch, Agroscope). Unter ausreichender Versorgung mit allen anderen Pflanzennährstoffen kann somit die langfristige Entwicklung der P-Verfügbarkeit in Abhängigkeit von Standort, Bodeneigenschaften und P-Bilanz beobachtet werden. Aktuelle Auswertungen der Daten nach 19 - 26 Jahren zeigen, dass unter negativen P-Bilanzsalden zunehmend tiefere CO₂-P-Gehalte gemessen werden. Die Abnahmeraten sind stark positiv mit den P-Anfangskonzentrationen korreliert. Die Beziehung zwischen der P-Bilanz und CO₂-P kann mit einer exponentiellen Regression beschrieben werden (schriftliche Mitteilung R. Fleisch, Agroscope). Ab einem standortabhängigen P-Gehalt von 0,1 - 0,5 mg CO₂-P/kg ist eine klare Abflachung der Abnahmekurven zu beobachten. Die Böden aller sechs Standorte der P-Düngungsversuche im Ackerland lagen in der Versorgungsklasse C oder darunter. Eine Limitierung der Erträge durch die geringe P-Verfügbarkeit war zumindest an einem Standort klar zu beobachten (Gallet et al., 2003). Die Abnahmedynamiken lassen sich somit nicht auf jene übertragen, welche bei überversorgten Böden in den ersten Jahren zu erwarten sind. Im Kapitel 9.2 wurden nur Abnahmeszenarien für Naturwiesenparzellen berechnet, während die Langzeitversuche die P-Entwicklung im Ackerland beobachten. Im Ackerland sind Abreicherungsprozesse zusätzlich durch die jährlich wechselnde Kultur und die wendende Bodenbearbeitung beeinflusst. Dies stellt eine weitere Limitierung eines quantitativen Vergleichs mit unseren Daten dar.

Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) beobachtet die zeitliche Veränderung von Bodeneigenschaften an rund 100 Standorten in der Schweiz. Die Standorte decken eine grosse Bandbreite an Bodeneigenschaften ab und umfassen verschiedene Nutzungen (Acker, Grasland, Wald und Spezialkulturen) (Gubler et al., 2015).

Im Messnetz werden seit 1986 der Bodenzustand und dessen zeitliche Entwicklung durch periodisch wiederholte Probenahmen an Monitoring-Standorten erfasst. Dadurch können unerwünschte Entwicklungen frühzeitig erkannt und Gegenmassnahmen vorgeschlagen werden. Da den Landwirtinnen und Landwirten keine Empfehlungen oder Restriktionen auferlegt werden, können Aussagen über generelle Tendenzen und die Situation in der Praxis gemacht werden.

Insgesamt wurden zwischen 1986 und 2014 für Acker- und Graslandstandorte sowohl Zunahmen als auch Abnahmen von Gesamt-P (P_{tot}) und AAE10 -extrahierbarem P (AAE10-P) im Oberboden (0 -20 cm) festgestellt. Aus den Standorten wurden vier Grasland- und sechs Ackerstandorte ausgewählt, die seit 1986 aufgrund einer verändernden Bewirtschaftung eine deutliche Tendenz zu abnehmenden P-Bilanzsalden aufwiesen. Die jährlichen Bilanzsalden dieser Standorte waren seit Beginn der 2000er Jahre mehrheitlich negativ. Die Bilanzen variierten dabei stark, wobei Differenzen zwischen +20 % und -140 % beobachtet wurden. Für die vier Graslandstandorte wurden Abnahmen im Oberboden für P_{tot} (rund 0 bis 400 mg/kg) und AAE10-P (40 bis 80 mg/kg) festgestellt. Gleiches gilt für die sechs Ackerbaustandorte, wenngleich in geringerem Ausmass. Generell ist jedoch das Verhältnis vom P-Bilanzsaldo zu den langjährigen Veränderungen von P im Oberboden nicht immer gleich. An einigen Standorten wurden Abnahmen für P im Oberboden nachgewiesen, obwohl diese Standorte langjährige

sehr positive P-Bilanzsalden aufwiesen. Umgekehrt fanden sich Zunahmen unter negativen oder nahezu ausgeglichenen P-Bilanzen. Eine detaillierte Analyse dieser Verhältnisse wurde von Della Peruta et al. (2014) für 9 Graslandstandorte mit dem Boden-Prozessmodell EPIC durchgeführt.

Tendenziell zeigen die Resultate im NABO-Messnetz, dass verminderte P-Einträge über Hof- und Mineraldünger auf Grasland- und Ackerbaustandorten im Oberboden auch zu Abnahmen von P_{tot} und AAE10-P führen, dieses Muster wird aber von Standortfaktoren (Hangneigung, Klima) sowie Bodeneigenschaften (Bodentyp, Textur, Humus, Bodenbiologie u.a.) überlagert.

Da es sich um Beobachtungen der realen Situation in der Praxis handelt, werden die Bilanzen im Gegensatz zu Langzeitversuchen nicht kontrolliert. Entsprechend war keine eindeutige Beziehung zwischen P-Bilanzsaldo und P-Abnahme zu identifizieren. Grundsätzlich lässt sich aus den Daten des NABO deshalb der Schluss ziehen, dass die Situation in der Praxis über die Zeit sehr viel variabler und komplexer ist und entsprechend die P-Bilanzsalden jährlich stark schwanken können. Viele Einflussfaktoren lassen sich auch unter dem Einsatz P-reduzierender Massnahmen nicht durch die Bewirtschaftenden kontrollieren. Dies betrifft bei Gemischtbetrieben insbesondere die Erträge, beschränkte Zeitfenster für die Hofdüngerausbringung, die Zusammensetzung der Hofdünger und die Prozesse im Boden. Darüber hinaus kann mit den Daten des NABO die Relevanz der Standorteigenschaften für die P-Umsetzung im Boden aufgezeigt werden.

Im Kanton Freiburg (FR) existiert seit 1987 das FRIBO-Netzwerk, welches die langjährige Beobachtung der Bodenqualität unterschiedlicher Landnutzungen und Bodentypen im Kanton zum Ziel hat (Roger et al., 2014). Auswertungen aus dem Jahr 2012 zeigen eine tendenzielle Abnahme der $\text{CO}_2\text{-P}$ -Gehalte aller landwirtschaftlich genutzten Flächen (Rossier et al., 2012). Die Graslandflächen reicherten sich im Mittel von der $\text{CO}_2\text{-P}$ -Testzahl 14,2 auf 12,8 ab (nicht signifikant), jene der Ackerflächen von 19,7 auf 13,0 (signifikant). Die Ackerflächen reicherten sich demzufolge um ca. eine Versorgungsklasse ab. Grundsätzlich sind die Böden im Kanton FR weniger stark mit P versorgt als im Einzugsgebiet des Baldeggersees. Die $\text{CO}_2\text{-P}$ -Gehalte sind zudem im Ackerland höher verglichen mit Naturwiesen. Der Unterschied zu den Ergebnissen aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees kann durch die Bewirtschaftung oder aber durch die Analyseverfahren erklärt werden. Der Kanton Freiburg hat einen höheren Anteil Ackerflächen, welche historisch intensiv genutzt wurden. Die höheren $\text{CO}_2\text{-P}$ -Werte könnten deshalb durch die mineralische P-Düngung, welche früher stark verbreitet war, erklärt werden (Rossier et al., 2012). Andererseits wurden die Proben für den FRIBO-Bericht sowohl im Gras- als auch im Ackerland in einer Tiefe von 0 - 20 cm gestochen, was eine relative Verdünnung der Graslandproben zur Folge hatte. Grundsätzlich handelt es sich bei den FRIBO-Graslandparzellen jedoch mehrheitlich um wenig intensiv bewirtschaftete Flächen. Der Trend zu abnehmenden $\text{CO}_2\text{-P}$ -Gehalten weist deshalb darauf hin, dass auch mit geringen Entzügen mittelfristig mit einer Abreicherung zu rechnen ist.

Cassidy et al. (2017) beobachteten in Feldversuchen zur P-Abreicherung auf Weideflächen in Nord-Irland ebenfalls Abnahmeraten mit der Zeit, die proportional zur Anfangskonzentration verliefen. In den Feldversuchen wurden Böden über vier Jahre aufgedüngt und die Düngung

danach komplett eingestellt. Die Regression ihrer Daten ergab eine negative natürliche Logarithmusfunktion, wobei sie keine Beziehung zur P-Bilanz herstellen konnten. Im Gegensatz zur vorliegenden Studie konnten Cassidy et al. (2017) relevante P-Verluste auch bei Boden-P-Werten, welche unter dem agronomischen Optimum lagen, beobachten. Die Studien unterscheiden sich jedoch in der P-Analyse-Methodik, und agronomische Optimal-Gehalte hängen immer von subjektiven Faktoren ab. Trotzdem kann damit gezeigt werden, dass Bodenklassifizierungen und die Festlegung von Grenzwerten subjektiv und regional geprägt sind. Die Festlegung von Grenzwerten hängt stark davon ab, was der erwartete Einfluss einer Fläche auf ein Gewässer ist (Konnektivität, hydrologische Aktivität) und wie anfällig ein Gewässersystem auf Nährstoffeinträge reagiert. Der in diesem Bericht gesetzte Zielwert (P-Testzahl 10,0) leitet sich aus Modellrechnungen ab, welche für das Einzugsgebiet des Baldeggersees getestet wurden.

Die mit Daten aus Langzeitfeldversuchen in Neuseeland berechneten Abreicherungszenarien von Dodd et al. (2012) sagen eine durchschnittliche Abreicherungszeit von 23 bis 44 Jahren zur Erreichung eines P-Zielwerts betreffend der Frachten in Fließgewässern unter Extensivierung von beweidetem Grasland voraus. Je nach Extraktionsmethode (Olsen-P, H₂O-P, CaCl₂-P) fanden die Autorinnen und Autoren unterschiedliche Beziehungen und damit unterschiedliche Zeithorizonte für die Abreicherung. Dies unterstreicht wiederum auch die Wichtigkeit der Wahl der P-Extraktionsmethode. In jedem Fall waren jedoch die Regressionskurven abhängig vom P-Anfangsgehalt und der Sorptionskapazität des Bodens. Mit der P-Abreicherung war auch ein Ertragsrückgang verbunden. Die Abnahmefunktion wurde jedoch ohne Einbezug der Bilanz gerechnet.

Auf 32 Praxisbetrieben führten Schulte et al. (2010) über vier Jahre Feldexperimente zur P-Abreicherung durch. Bei den Parzellen handelte es sich um Graslandflächen in Irland, welche von der höchsten in eine ökologisch verträgliche Bodenversorgungsstufe gelangen sollten. Dabei wurden erheblich tiefere Abreicherungszeiten (7 - 15 Jahre) berechnet. Die Autorinnen und Autoren wiesen jedoch darauf hin, dass laut Unsicherheits-Analysen mit Variationen von 3 - 20 Jahren gerechnet werden kann (Schulte et al., 2010). Die Unsicherheiten sahen sie in Zusammenhang mit den betriebs- bzw. parzellenspezifischen Variationen (Bodentyp, Düngemanagement etc.) und den Unsicherheiten, inwiefern sich eine Änderung der Boden-P-Fractionen auf die P-Fracht ins Gewässer auswirkt. Es handelt sich demnach um Variationen biophysikalischen Ursprungs, welche mit politisch gesetzten Massnahmen sehr wahrscheinlich nicht behoben werden können (Schulte et al., 2010).

9.2 Berechnung

Um abzuschätzen, wie sich P-Bilanzen unterschiedlicher Höhe längerfristig auf den Boden-P-Gehalt auswirken, wurden in Zusammenarbeit mit Emmanuel Frossard (ETHZ) unterschiedliche Abnahmeszenarien mit einem Modell geschätzt. Grundlage dafür bildete die Studie von Frossard et al. (2014), bei welcher unter anderem Topfversuche mit Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees durchgeführt wurden. Ziel der Abreicherungsmodellierung war es, die zeitliche Dimension möglicher Massnahmen miteinzubeziehen. Die Modellierung sollte die Anzahl Jahre angeben, welche eine Fläche braucht, um von ihrer aktuellen Boden-

P-Konzentration (CO₂-P) auf einen für Oberflächengewässer unbedenklichen Zielwert abgereichert zu werden. Der Zielwert (P-Testzahl 10,0) entspricht dem Wert, welchen die Böden im Einzugsgebiet des Baldeggersees erreichen müssten, um die bodenbürtige P-Fracht in den Baldeggersee zu halbieren (Kap. 7.6) und entspricht der Grenzkonzentration in CO₂-P zwischen den Versorgungsklassen C und D für einen Boden mit mittlerem Tongehalt von 20 bis 29,9 %. Da die Naturwiesen im Untersuchungsgebiet höhere Gehalte an verfügbarem P aufweisen (Kap. 4.3.2, Abbildung 20) und Grasland zudem den Hauptteil der gedüngten Fläche ausmacht (Kap. 2, Abbildung 3), wurden die Abreicherungszenarien nur für intensives Grasland gerechnet.

Bei der Studie von Frossard et al. (2014) wurden mit fünf verschiedenen Böden aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees Topfversuche zur P-Düngung durchgeführt. In drei Wachstumszyklen von je acht Wochen wurde Italienisch Raigras (*Lolium multiflorum*) unter drei verschiedenen (mineralischen) P-Düngungsstufen (0, 20, 40 mg P/kg Boden) bei ausreichender Versorgung mit allen übrigen Nährstoffen kultiviert. Die Pflanzen wurden alle zwei Wochen geschnitten. Die Bilanz und das verfügbare P wurden für jeden Zyklus gemessen bzw. berechnet. Für das vorliegende Modell wurden die P-Bilanzsalden und die P-Abnahmen von jedem Zyklus verwendet (Anhang 9, Tabelle I). Die Abreicherungszenarien stützen sich somit auf eher kurzfristig beobachtete Abnahmen (Frossard et al., 2014). Die Studie eignet sich als Datengrundlage, da es sich um Böden aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees handelt und die tatsächlichen P-Bilanzsalden der untersuchten Böden angegeben waren. Die Böden sind somit sowohl in der P-Anfangskonzentration als auch in der Bodenklassifizierung exemplarisch für die Region. Verschiedene Studien konnten zeigen, dass P-Abreicherungsdynamiken sowohl von der P-Anfangskonzentration (Herlihy et al., 2004; Schulte et al., 2010; Dodd et al., 2012; Cassidy et al., 2017) als auch vom Bodentyp (Herlihy et al., 2004) abhängig sind.

Die Daten aus Frossard et al. (2014) zeigten eine exponentielle Beziehung zwischen dem kumulierten P-Bilanzsaldo jedes Zyklus [mg P/kg Boden] und der P-Verfügbarkeit, gemessen als E1min [mg P/kg Boden] (isotopisch in einer Minute austauschbares P) (Anhang 9, Tabelle I).

$$E1min = a \times e^{b \times P\text{-Bilanz}} \quad [1]$$

Die Parameter a und b dieser exponentiellen Regression zeigten wiederum eine Abhängigkeit vom Anfangswert der P-Verfügbarkeit (Anhang 9, Abbildung XXVII). Somit konnte für einen bestimmten Boden das verfügbare P als Funktion der P-Bilanz und der Anfangskonzentration (mittels Parameter a und b) berechnet werden. Entsprechend der beobachteten exponentiellen Regression konnte die P-Konzentration [mg P/kg Boden] in Abhängigkeit des P-Bilanzsaldos [mg P/kg Boden] berechnet werden. Da eine signifikante positive Beziehung zwischen E1min und CO₂-P [mg P/kg Boden] für die Böden des Einzugsgebiets des Baldeggersees existiert (Anhang 9, Abbildung XXVIII), konnte die Gleichung umgeschrieben werden.

$$CO_2\text{-P} = a' \times e^{b' \times P\text{-Bilanz}} \quad [2]$$

Die Parameter a' und b' entsprechen den von der P-Anfangskonzentration abhängigen Parametern a und b , wenn die Gleichung mit $\text{CO}_2\text{-P}$ statt mit $E_{1\text{min}}$ berechnet wird. Für die vorliegende Studie wurde der jährliche P-Bedarfsdeckungsgrad/Bilanzsaldo als Differenz des erwarteten jährlichen Entzugs durch das Pflanzenwachstum des Referenzertrags und der Düngungsnorm (Huguenin-Elie et al., 2017) berechnet, wobei die Düngungsnorm je nach Szenario mit den entsprechenden Deckungsgraden (z.B. 90 %, 0 % der Düngungsnorm) multipliziert wurde. Da die Entzüge und Düngungsnormen in kg P/ha angegeben werden (Huguenin-Elie et al., 2017), mussten die Werte in mg P/kg Boden umgerechnet werden. Dafür wurden Annahmen zur Lagerungsdichte ($1,2 \text{ t/m}^3$) und zum Bodenhorizont des Entzugs (0 - 20 cm) getroffen.

Da die Bilanzsalden in jedem Fall negativ sind, entspricht die Abreicherungsfunktion einer negativen Zerfallsfunktion (exponentielle Abnahmefunktion), sodass die jährliche Änderung des $\text{CO}_2\text{-P}$ mit der folgenden Funktion beschrieben werden kann:

$$\text{CO}_2\text{-P}(t) = (a' \times e^{b' \times \text{jährliche P-Bilanz} \times t}) / 0,155 \quad [3]$$

Mit Formel [3] kann nun die $\text{CO}_2\text{-P}$ -Testzahl ($\text{CO}_2\text{-P} [\text{mg P/kg Boden}] / 0,155$) zu einem bestimmten Zeitpunkt $\text{CO}_2\text{-P}(t)$ in Abhängigkeit einer vorgegebenen Bilanz und einer bestimmten Anfangskonzentration (mittels Parameter a' und b') berechnet werden. Anhand der Zielkonzentration kann danach die potentielle Abreicherungszeit abgeleitet werden.

Tabelle 13: Jährliche Inputs, Entzüge und Bilanzsalden der untersuchten Abreicherungszenarien. Die Bezeichnung der Szenarien entspricht dem Deckungsgrad [%] des Entzugs/Düngungsnorm durch die Düngung mit den Nährstoffen N, P und K. Die zugrundeliegenden Werte stammen aus Huguenin-Elie et al. (2017).

	Input	Entzug	Bilanzsaldo	Bilanzsaldo
	<i>[kg P / ha]</i>			<i>[mg P / kg Boden]</i>
0 % NPK	0,0	12,6	-12,6	-5,3
0% P, 100 % NK	0,0	46,8	-46,8	-19,5
50% P, 100 % NK	23,4	46,8	-23,4	-9,8
60% P, 100 % NK	28,1	46,8	-18,7	-7,8
70% P, 100 % NK	32,8	46,8	-14,0	-5,9
80% P, 100 % NK	37,4	46,8	-9,4	-3,9
90% P, 100 % NK	42,1	46,8	-4,7	-2,0

Neben der 90 % - P-Bedarfsdeckung (Abbildung 58, «90 % P, 100 NK»), welche einer strengen Auslegung der aktuellen Anforderung laut Seevertrag entspricht, wurden auch zwei P-Nulldüngungsvarianten modelliert. Die erste Nulldüngungsvariante (Abbildung 58, «0 % NPK») entspricht einer Extensivierung einer intensiv genutzten Wiese. Diese Variante nimmt ein komplettes Einstellen der Düngung an. Dabei wird erwartet, dass durch die reduzierte Nutzungsintensität auch der Entzug deutlich reduziert wird. Der jährliche negative Bilanzsaldo entspricht damit dem jährlichen Entzug einer wenig intensiv genutzten Wiese «Wiese wenig

intensiv 1 - 2 Nutzungen» nach Huguenin-Elie et al. (2017) (Tabelle 13). Eine maximal mögliche P-Abreicherung wurde mit der zweiten Nulldüngungsvariante (Abbildung 58, «0 % P, 100 % NK») modelliert. Hier wird der P-Entzug durch die Pflanzen unter der Annahme einer ausreichenden Versorgung mit allen anderen Nährstoffen maximiert. Die Nutzungsintensität entspricht dabei dem 90 % - Szenario, womit ein maximaler negativer P-Bilanzsaldo erreicht wird. Der Saldo entspricht hier dem Entzug einer intensiv genutzten Wiese («Wiese intensiv 5 - 6 Nutzungen», (Huguenin-Elie et al., 2017) (Tabelle 13). Ausserdem wurden ebenfalls Abreicherungskurven einer theoretischen Bandbreite von P-Deckungsgraden (50 - 90 %) gerechnet (Abbildung 59). Alle Abreicherungskurven müssen unter der Annahme betrachtet werden, dass das Pflanzenwachstum und damit der Entzug nicht durch Nährstoffmangel, Schädlinge oder andere Ertrags- oder Entzugs-wirksame Umstände limitiert wird. Bei den verwendeten Werten handelt es sich um Referenzangaben und die Abnahmeraten sind deshalb stark idealisiert. Des Weiteren ist das Modell nur für E1min-P-Gehalte, die sich zu 95% zwischen 4,0 und 18,8 [mg P/kg Boden] bewegen (Daten nicht gezeigt), kalibriert. Dies entspricht laut Anhang 9, Abbildung XXVIII CO₂-P-Werten von 0,0 bis 4,0. Über Bereiche ausserhalb dieser Bereiche, kann deshalb mit dem Modell keine Aussage gemacht werden. Die dargestellten Abnahmeszenarien (Abbildung 58 und Abbildung 59) sind deshalb nur bis zur P-Testzahl 2,0 gezeigt. Gleichzeitig wird damit auch sichergestellt, dass der P-Gehalt keinen Wert erreicht, der mit einer Limitierung des Pflanzenwachstums verbunden sein würde (Gallet et al., 2003).

Da die Abnahmeraten von den Parametern a' und b' und damit vom Anfangswert der Boden-P-Gehalte abhängen (Gleichung [3]), wurden die Szenarien mit drei verschiedenen Anfangskonzentrationen berechnet. Die Verteilung der CO₂-P-Gehalte im untersuchten Datensatz aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees bildete die Grundlage der Auswahl. Die Anfangswerte entsprechen dem Median (Abbildung 58c), dem 75. Perzentil (Abbildung 58b) und dem Whisker (Abbildung 58a). Der Median der CO₂-P Gehalte der Graslandböden liegt bei der P-Testzahl 19,9 (Kap. 4.3, Abbildung 18a, «median»), was je nach Tongehalt des Bodens der Versorgungsklasse D oder E entspricht. Um die Abreicherung von Problemflächen genauer anzuschauen, wurden zudem für die Werte des 75. Perzentils (Kap. 4.3, Abbildung 18a, «upper hinge») und des Whiskers (Kap. 4.3, Abbildung 18a, «upper whisker»), mit den P-Testzahlen 34,4. respektive 59,8, ebenfalls Szenarien gerechnet. Diese Anfangswerte entsprechen stark bis sehr stark überversorgten Flächen der Versorgungsklasse E. Alle Anfangswerte liegen leicht bis sehr stark ausserhalb des Kalibrierungsbereichs. Deshalb sollten gerade die Abnahmeraten in den ersten Jahren sehr kritisch betrachtet werden.

Durch die vielen Unsicherheiten in den Modellannahmen und die unterschiedlichen Prozesse, welche die P-Abreicherung im Boden beeinflussen, muss mit einer Unsicherheit von schätzungsweise +/- 10 Jahren gerechnet werden. Speziell bei den stark abreichernden Szenarien kann nicht davon ausgegangen werden, dass Veränderungen in jedem Fall in den ersten fünf Jahren anhand der CO₂-P-Gehalte gemessen werden können.

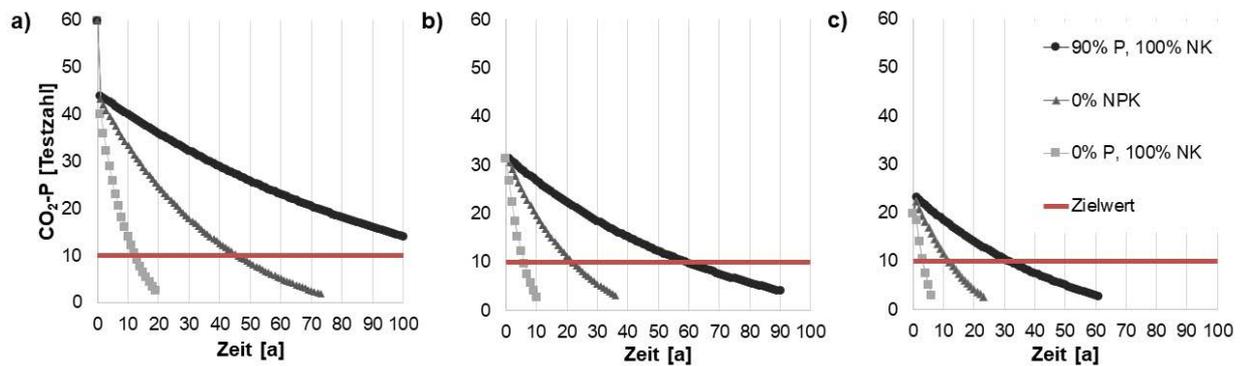


Abbildung 58: Berechnete P-Abreicherung für Flächen aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees mit sehr hoher (a), hoher (b) und medianer (c) P-Verfügbarkeit unter den Szenarien einer zu 90 % ausgeglichenen P-Bilanz «90 % P, 100 % NK», einer Extensivierung durch eine komplette Einstellung der Düngung «0 % NPK» und einer Einstellung der P-Düngung bei gleichzeitig ausreichender Versorgung mit anderen Nährstoffen «0 % P, 100 %NK».

9.3 Ergebnisse P-Abreicherung

Aus Abbildung 58 geht hervor, dass auch bei einer sehr strengen Auslegung der 90 %-Bilanz nur sehr geringe P-Abnahmeraten zu erwarten sind. Stark überversorgte Flächen, welche im Gebiet häufig sind, würden laut Modellierung in 60 Jahren den Zielwert erreichen (Abbildung 58b). Wenn der Median der P-Testzahlen der Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees als Anfangswert gesetzt wird, wäre eine Erreichung des Zielwerts nach 30 Jahren zu erwarten (Abbildung 58c). Mit einer maximalen P-Abnahmerate unter P-Nulldüngung könnte der Zielwert auch bei sehr hohen Anfangswerten in ca. zehn Jahren erreicht werden. Diese Abnahmerate setzt jedoch eine gleichzeitig ausreichende Versorgung mit allen übrigen Pflanzennährstoffen voraus. Ein solches Szenario entspricht einem absoluten Verzicht auf Hofdünger und wäre in der Praxis kurz- und mittelfristig nur mit einer (mineralischen) Ergänzungsdüngung durch andere Nährstoffe umsetzbar. Bei einer Ergänzungsdüngung – insbesondere bei mineralischer N-Düngung – ist jedoch mit zusätzlichen Kosten für die Landwirtinnen und Landwirte, sowie für die Umwelt (insbesondere Produktion mittels Haber-Bosch-Verfahren) zu rechnen. Mit ähnlichen Einschränkungen müsste auch bei den Szenarien einer 50 - bis 90 -prozentigen P-Düngung gerechnet werden (Abbildung 59), wobei auf den Hofdüngereinsatz nicht vollständig verzichtet werden müsste. Abbildung 59 zeigt, dass schon mit einer Reduktion der P-Bilanz von 90 % auf 80 % mit einer Halbierung der Abreicherungszeit gerechnet werden kann.

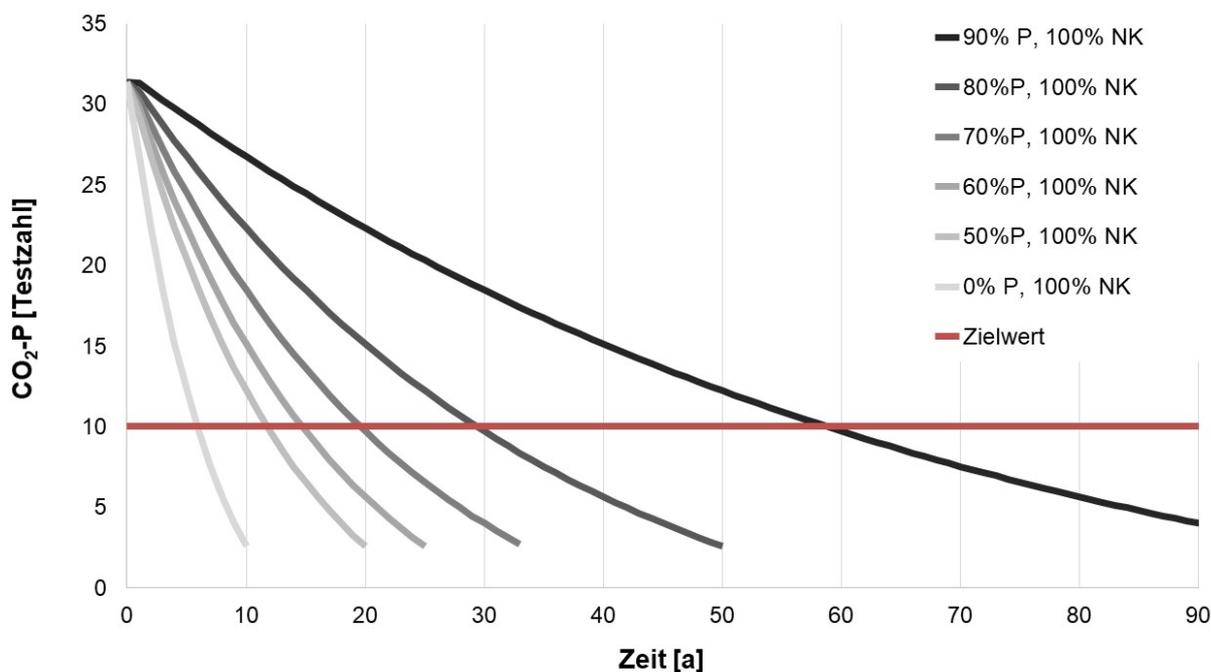


Abbildung 59: Berechnete P-Abreicherung für Flächen aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees mit hoher P-Verfügbarkeit unter den Szenarien einer 50, 60, 70, 80, respektive 90 % P-Bilanz («50 %» - «90 %») und einer kompletten Einstellung der P-Düngung «0 %» bei gleichzeitig ausreichender Versorgung mit anderen Nährstoffen.

Da die Abnahmerate von der Anfangskonzentration von verfügbarem P abhängt, tragen Massnahmen auf Flächen mit starker Überversorgung überproportional zur Reduktion des Boden-P bei.

Mit Hilfe einer Auswertung von Tierzahlen, Flächennutzung und Hofdüngerabnahmeverträgen konnte eine P-Gesamtbilanz der Region geschätzt werden (Kap. 2, Tabelle 2). Werden die Hofdüngerwegfuhren miteinbezogen, liegt der P-Bilanzsaldo der Region laut Annäherung bei 85 % bzw. bei - 6,6 kg P/ha düngbare Fläche. Die damit erreichte Abreicherung von einem mittleren P-Gehalt (Kap. 4.3, Abbildung 18) aus würde eine Erfüllung des Zielwerts in 20 Jahren zur Folge haben (Daten nicht gezeigt). Die geschätzte Bilanz macht jedoch keine Aussage über die Verteilung der Düngung und der Entzüge auf den einzelnen Schlägen. Es ist anzunehmen, dass mit der aktuellen landwirtschaftlichen Nutzung die Verteilung relativ inhomogen ist und intensive Flächen überproportional intensiv gedüngt werden. Da der gesetzte Zielwert (P-Testzahl 10,0) an der Grenze zwischen den Versorgungsklassen C und D für einen Boden mit mittlerem Tongehalt liegt, haben negative Bilanzsalden auf Flächen der Versorgungsklassen A bis C kaum Auswirkungen auf den P-Eintrag in den Baldeggersee.

Zur Limitierung des Pflanzenwachstums durch andere Pflanzennährstoffe ausser P kann mit dem Modell keine Aussage gemacht werden. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass eine solche während des Abreicherungsprozesses einsetzen würde (van der Salm et al., 2009). Die Abnahme des P-Gehalts bis zum gesetzten P-Zielwert hingegen sollte keine Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum haben. Die CO₂-P-Testzahl 10,0 entspricht einer Konzentration von «isotopisch in einer Minute austauschbarem P» von 9,7 mg/kg. Dieser Wert liegt über der Biomasse-limitierenden Konzentration von 5 mg/kg, welche aus Langzeit-P-Düngungsversuchen von Gallet et al. (2003) empirisch bestimmt wurde. Damit muss mit keinen

Ertragseinbussen gerechnet werden. Ab einer gewissen P-Verfügbarkeit kann aber eine Reduktion der P-Konzentration im Pflanzenmaterial und damit eine Reduktion des P-Entzugs erwartet werden (Gallet et al., 2003). Da die Modellfunktion auf einen Datensatz mit einem relativ hohen Niveau von Boden-P-Gehalten abgestützt ist, ist unklar, ob die Abnahmefunktion diese Reduktion des P-Entzugs berücksichtigt. Die Abnahmekurven könnten entsprechend flacher auslaufen, was die Abreicherungszeiten noch verlängern würden.

Grundsätzlich muss bei allen Szenarien mit 100 % NK davon ausgegangen werden, dass diese den Optimalfall darstellen und die Zeit für eine Abreicherung vermutlich unterschätzen. Bei diesen Szenarien wurde von einer sehr intensiven Graslandnutzung ausgegangen, womit der Entzug maximiert wird. Obwohl die Nutzungsintensität im Einzugsgebiet des Baldeggersees relativ hoch ist, kann nicht auf allen Flächen mit solch hohen Entzügen gerechnet werden. Das Extensivierungsszenario (0 % NPK) rechnet hingegen mit einem sehr tiefen Entzug. Da eine erfolgreiche Extensivierung jedoch nur mit einer sukzessiven Reduktion der Nutzung erreicht werden kann, würden die Entzüge zumindest in den ersten Jahren etwas höher sein. In diesem Fall würde auch die Abreicherung etwas rascher verlaufen.

9.4 Fazit P-Abreicherung im Boden

Die berechneten Abnahmeszenarien zeigen, dass eine Abreicherung sowohl mit reduziertem Input als auch mit hohem Entzug erreicht werden kann. Ein reduzierter Input kann beispielsweise mit einer Extensivierung erreicht werden. Der Entzug wird maximiert, wenn die Bewirtschaftung möglichst intensiv gehalten wird. Im Optimalfall wird der Entzug maximiert, während der Input minimiert wird. Die Abnahmeraten sind grundsätzlich vom P-Anfangsgehalt der Flächen abhängig. Mit einer strengen Auslegung der aktuellen 90 %-Massnahme wird der Entzug maximal gehalten, während der Input relativ hoch bleibt. Auf Flächen, welche sehr stark überversorgt sind, kann trotz schnellerer Abnahmeraten der Zielwert mit 90 %-Düngung deshalb erst in mehr als 100 Jahren erreicht werden. Werden Unsicherheiten von bis zu +/- 20 Jahren einberechnet (Schulte et al., 2010), so wäre eine Erreichung des Zielwerts in frühestens 80 Jahren zu erwarten. Schon mit einer Reduktion des P-Deckungsgrads um weitere 10 % (80 %) werden halb so lange Abreicherungszeiten erwartet. Da bei einer Extensivierung (kompletter Verzicht auf Düngung) mit einem Rückgang der Entzüge durch die Pflanze gerechnet wird, ist mit langsameren Abnahmeraten zu rechnen im Vergleich zu einem Szenario, in dem die Nutzungsintensität gleichbleibt. Grundsätzlich muss darauf hingewiesen werden, dass die Reduktion der P-Düngung bei einer überwiegenden Nutzung von Hofdüngern, wie sie im Einzugsgebiet des Baldeggersees verbreitet ist, immer mit der Reduktion anderer Nährstoffe gekoppelt ist. Folglich müsste mit Ertragseinbussen beziehungsweise mit erhöhten Kosten für die Landwirtinnen und Landwirte, sowie negativen Auswirkungen auf die Umwelt, welche mit einem Einsatz von Mineraldüngern im Grasland einhergehen, gerechnet werden. Die Dimensionen dieser Einschränkungen hängen dabei direkt mit der Schärfe der P-Bilanz-Restriktion zusammen. Da die Abnahmeraten stark von der P-Anfangskonzentration abhängen, ist evident, dass die Effektivität der Massnahmen flächenabhängig ist. Die gleiche P-Bilanz auf einer Fläche mit höherem P-Gehalt trägt folglich mehr zur Gesamtreduktion bei. Da der durch die zu halbierende P-Fracht in den Baldeggersee berechnete Zielwert (P-Testzahl 10,0) an der Grenze zwischen den Versorgungsklassen C und D (Boden mit einem mittlerem Tongehalt von 20 - 29 %) liegt, haben vor allem Massnahmen auf Flächen der Versorgungsklassen D und E einen Effekt auf die P-Fracht in den Baldeggersee.

10 Massnahmen zur Verminderung der P-Einträge

10.1 Ausgangslage

Laut früheren Untersuchungen machen Einträge aus diffusen Quellen rund 72 % der algenverfügbaren P-Gesamtfracht in den Baldeggersee aus (Kap. 2.2, Abbildung 6). Ein Teil dieser Einträge entstammt Einleitungen unbekanntem Ursprungs, welche direkt in Bäche des Einzugsgebiets des Baldeggersees führen. Der Grossteil der Fracht aus diffusen Quellen dürfte jedoch über Flächeneintrag erfolgen. Die Region ist stark landwirtschaftlich geprägt (Kap. 2; Abbildung 3) und durch die historisch intensive Tierhaltung sind die Böden vieler Betriebe mit P angereichert (Kap. 4.3.2, Abbildung 18). Laut unseren Prozessanalysen stammt ein Grossteil der diffusen P-Einträge über Zuleitungen und schnellen Interflow aus der Landwirtschaft (Kap. 8).

Mit dem Seevertrag hat sich ein Grossteil der Landwirtinnen und Landwirte im Einzugsgebiet des Baldeggersees zu Massnahmen in der Landwirtschaft zur Reduktion der P-Einträge in die Oberflächengewässer verpflichtet. Zudem wurden in der Kantonalen P-Verordnung weitere Restriktionen für die Region vorgegeben (z.B. Suisse-Bilanz, ÖLN). Durch die in der Landwirtschaft getroffenen Massnahmen konnten seitdem Erfolge erzielt werden. Viele der Massnahmen im Seevertrag sind eine wertvolle Grundvoraussetzung für reduzierte P-Einträge aus der Landwirtschaft. Trotz gemessener Reduktionen der P-Einträge in den See konnte in den letzten 15 Jahren keine Verbesserung des Zustandes des Baldeggersees mehr beobachtet werden (Kap. 2.2). In diesem Sinne sind die P-Einträge nicht ausreichend reduziert worden oder seeinterne Prozesse überlagern mögliche Effekte. Zusätzlich zu den aktuell im Vertrag verankerten Massnahmen müssen deshalb weitere Massnahmen zur P-Reduktion getroffen werden. Die Prozessanalyse konnte zeigen, dass Erosion, Oberflächenabflüsse und direkte Gülleabschwemmung in der Region nur eine untergeordnete Rolle spielen. Demgegenüber wurden Drainageleitungen und Makroporen auf mit P hochversorgten Böden als wichtige P-Quellen identifiziert. In diesem Sinne werden als Erweiterung Massnahmen vorgeschlagen, die ihre Wirkung insbesondere zur Verminderung dieser Verluste entfalten (Tabelle 16).

Gemäss Auftrag (Kap. 1.2) soll zum einen aufgezeigt werden, mit welchen Massnahmen die langjährigen mittleren landwirtschaftsbedingten und algenwirksamen P-Frachten aus dem Einzugsgebietes (EZG) des Baldeggersees halbiert werden können. Zum anderen soll eine Beurteilung von neuen und bestehenden Massnahmen hinsichtlich der Wirkung und der Umsetzbarkeit auf den beitragenden Flächen vorgenommen werden (LAWA, 2015b).

Grundlage für die geforderte Halbierung der algenverfügbaren P-Fracht bildet die Studie von Müller et al. (2012), die eine mittlere tolerierbare algenwirksame P-Fracht in den Baldeggersee von 2200 kg P/Jahr berechnet haben. Die algenverfügbare P-Belastung beträgt nach Müller et al. (2012) im Mittel 4550 kg P/Jahr. Nach UWE (2018a) ergeben sich für die einzelnen Eintragspfade und für die Gesamtfracht an algenverfügbaren P im Mittel der Jahre 2012 - 2016 etwas andere Werte (Tabelle 14). Die P-Einträge sind mit 3888 kg P/Jahr geringer. Eine Halbierung dieser Fracht würde eine Reduktion von 1944 kg P/Jahr bedeuten, eine Halbierung der landwirtschaftsbedingten P-Einträge aus den Zuflüssen 1397 kg P/Jahr. Um die maximal tolerierbare Fracht von 2200 kg P/Jahr zu erreichen wäre eine Reduktion von 1688 kg P/Jahr notwendig. **Als Zielgrösse sollte also nicht die Halbierung der P-Fracht, sondern die Differenz der heutigen P-Fracht zum tolerierbaren P-Eintrag verwendet werden (= rund 1700 kg P/Jahr).**

Tabelle 14: Zusammenstellung der wichtigsten P-Eintragspfade in den Baldeggersee nach verschiedenen Autorinnen und Autoren.

Quelle	Müller et al. (2012) kg P/Jahr	UWE (2018a) Mittelwert 2012 - 2016 kg P/Jahr
Zuflüsse (diffuse Quellen)	3600	2794
Kläranlage	460	370
Regenentlastungen	200	263
Deposition auf den See	290	461
Total Eintrag	4550	3888
max. tolerierbare Fracht	2200	2200
notwendige Reduktion	2350	1688

10.2 Beurteilung möglicher Massnahmen anhand des Konzeptes der beitragenden Flächen

Die Idee des Konzeptes der beitragenden Flächen, dass nur wenige Flächen (z.B. 20 %) massgeblich zur P-Belastung beitragen und die P-Fracht mit gezielten Massnahmen auf diesen Flächen markant reduziert werden kann (siehe Kap. 1.3), hat sich für das Einzugsgebiet des Baldeggersees nicht bestätigt (siehe Kap. 8.4). Ursachen dafür sind:

Konnektivität

Es wurden Karten der oberirdischen (Oberflächenabfluss) und unterirdischen (Drainage) Konnektivität erstellt. Die Konnektivität im Einzugsgebiet des Baldeggersees ist ausserordentlich hoch (siehe Kap. 6). Die meisten Flächen haben einen Gewässeranschluss (ober- oder unterirdisch). Massnahmen, um die Konnektivität zu brechen, sind aufgrund der Topographie, Böden und hohen Niederschläge kaum bzw. nur punktuell möglich. Wenn besonders belastete Zuleitungen saniert werden oder einige drainierte Flächen in Feuchtfächen (siehe Szerencsits et al., 2018) umgewandelt würden, könnte die Konnektivität geringfügig vermindert werden.

Insgesamt sehen wir bei der Konnektivität aber bezüglich der Verminderung der algenverfügbaren P-Fracht kaum Reduktionspotential.

Hydrologische Aktivität

Im Einzugsgebiet des Baldeggersees sind aufgrund der Standorteigenschaften ein grosser Teil der Flächen als hydrologisch aktiv zu bezeichnen. Messungen, Modellierungen und Daten zu Bewirtschaftung, Hangneigungen und Drainagen lassen Oberflächenabfluss eher unwahrscheinlich erscheinen (ausser bei extremen Niederschlagsereignissen) (siehe Kap. 8). Unterirdischer schneller Abfluss und Drainageabfluss wurden als die wichtigsten Abflussprozesse identifiziert. Hydrologisch aktive Flächen in hydrologisch inaktive Flächen zu überführen, ist

unter den gegebenen Standortfaktoren (Boden, Klima, Relief) kaum möglich. Drainierte Flächen zu vernässen würde den Oberflächenabfluss erhöhen, oberflächenabflussgefährdete Flächen zu drainieren würde den Drainageaustrag erhöhen (Gramlich et al., 2018).

Entsprechend sehen wir bei der hydrologischen Aktivität bezüglich der Verminderung der algenverfügbaren P-Fracht kaum Reduktionspotential.

Räumliche Stoffquelle

Die P-Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden (P-Test) sind im Einzugsgebiet des Baldeggersees überwiegend hoch (siehe Kap. 4). Gesamthaft sind 52 % der Ackerlandflächen und 79 % der Naturwiesenflächen in den P-Versorgungsklassen D und E (Vorrat, angereichert) (Kap. 4.3.2, Abbildung 20). Bei der räumlichen Stoffquelle ist durch Massnahmen in der Landwirtschaft ein grosses Reduktionspotential bezüglich der Verminderung der algenverfügbaren P-Fracht vorhanden (Abbildung 60); die Wirkung von Massnahmen ist aber überwiegend langfristig.

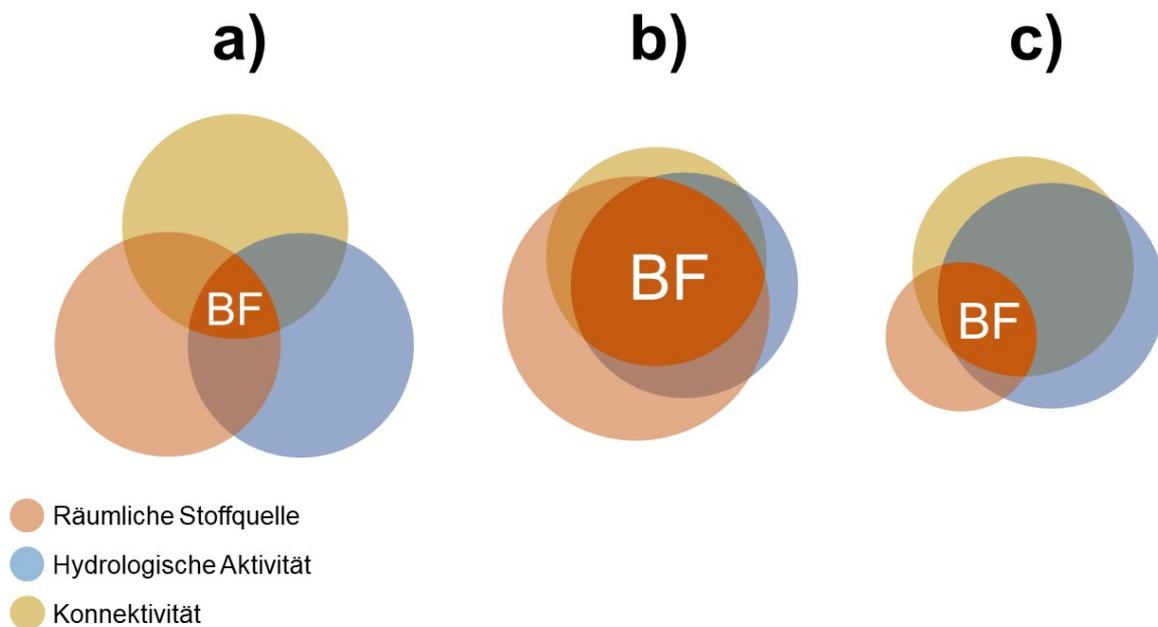


Abbildung 60: Das Konzept der beitragsfähigen Flächen (BF) für die Massnahmenplanung im Einzugsgebiet des Baldeggersees. A) Ursprüngliche Konzeptidee (vgl. Abbildung 1 in Kap. 1.3); b) Ist-Zustand gemäss Modellberechnungen und Messungen (vgl. Abbildung 57 in Kap. 8.4); c) Soll-Zustand nach der Umsetzung von Massnahmen.

10.3 Beurteilung möglicher Massnahmen anhand der Eintragspfade und -Prozesse

Nicht-landwirtschaftliche und kleinere Eintragspfade, welche direkt quantifizierbar sind (Tabelle 15), werden im Folgenden zuerst aufgeführt. Gesamthaft stellen aber die diffusen landwirtschaftlichen Verlustprozesse (Oberflächenabfluss/Drainage/Interflow auf hoch mit P versorgten Böden) den grössten Eintragspfad dar. Selbst bei einem völligen Ausschöpfen des

Reduktionspotentials ausserhalb der Landwirtschaft sind Massnahmen, welche sich auf diffuse landwirtschaftliche Verlustprozesse auswirken, zwingend notwendig, um die angestrebte Reduktion zu erreichen.

P-Einträge durch die Kläranlage

Der Eintrag über die Kläranlage wird über Messungen am Ausfluss der Kläranlage erfasst. Die berechnete Fracht von rund 370 kg P/Jahr nach UWE (2018a) scheint plausibel und zuverlässig zu sein (Kap. 10.2).

Könnten die P-Einträge der Kläranlage durch technische Lösungen vollständig verhindert werden, läge das Reduktionspotential bei 370 kg/Jahr, d.h. 10 % der algenverfügbaren P-Fracht zum Baldeggersee. Die Massnahme wäre nach Realisierung der technischen Lösung sofort wirksam.

P-Einträge durch Regenüberläufe

Der Eintrag von ungereinigtem Meteor- und Abwasser bei Regenentlastungen in der Grössenordnung von 260 kg P/Jahr (UWE, 2018b) beruht auf Abschätzungen und ist daher mit Unsicherheiten behaftet (Kap. 2.2). Die Berechnungsgrundlagen sollten besser offengelegt und die möglichen Unsicherheiten kommuniziert werden. Ob diese Fracht durch technische Massnahmen reduziert werden kann, können wir nicht beurteilen.

Könnten die P-Einträge der Regenüberläufe durch technische Lösungen vollständig verhindert werden, läge das Reduktionspotential bei rund 260 kg/Jahr, d.h. < 5 % der algenverfügbaren P-Fracht zum Baldeggersee. Die Massnahme wäre nach Realisierung der technischen Lösung sofort wirksam.

P-Einträge durch Deposition auf den See

Die Angaben zur atmosphärischen P-Deposition auf den Baldeggersee stammen aus älteren Literaturdaten zur P-Konzentrationen im Niederschlag und daraus berechneten Schätzwerten (Kap. 2.2) und sind daher mit grossen Unsicherheiten behaftet. Während Müller et al. (2012) mit 290 kg P/Jahr gelöstem P kalkulieren, rechnet UWE (2018a) mit 461 kg P/Jahr Gesamt-P, den sie als algenverfügbar ansehen (Mittelwert 2012 - 2016). Entsprechend beträgt die P-Deposition an der algenverfügbaren P-Fracht im Einzugsgebiet des Baldeggersees immerhin zwischen 6 und 12 %. Diese Angaben sollten deshalb und auch aufgrund der veränderten Umweltbedingungen durch Messungen aktualisiert werden. Dabei sollten Niederschlags- oder Aerosolkonzentrationsmessungen in Erwägung gezogen werden und es sollte definitiv festgelegt werden, welcher Anteil als algenverfügbar anzusehen ist. Das Potential agronomischer Massnahmen zur Reduktion der P-Deposition auf dem See ist sehr beschränkt. Grundsätzlich führen Massnahmen, welche mittels schonender Bodenbearbeitung das Erosions- und Abschwemmungsrisiko reduzieren, auch zu einer leichten Verringerung der atmosphärischen P-Deposition.

Bei den P-Einträgen durch Deposition auf den See wird kein Reduktionspotential gesehen. Allerdings könnten die Unsicherheiten bei der Bestimmung der algenverfügbaren P-Fracht durch Deposition in der Grössenordnung von +100 bis - 200 kg P/Jahr durch Messungen beseitigt werden.

P-Einträge über Zuleitungen

Im Einzugsgebiet gibt es eine sehr hohe Dichte an Einleitungen, deren Ursprung unterschiedlich sein kann (Drainage, Strassenentwässerung, Dachwasser, Hofplatzentwässerung etc.), häufig aber unbekannt ist. Messungen von Steger et al. (2013) im Einzugsgebiet des Baldeggersees und eigene Messungen in Zuleitungen der Oberen Ron zeigen, dass z.T. sehr hohe P-Konzentrationen auftreten, die wahrscheinlich auf punktuelle Einleitungen (z.B. Mistlagerplatz, undichte Güllegrube, Waschplatz etc.) zurückzuführen sind (siehe Kap. 5.4). Die aus den Messdaten berechnete P-Fracht, die jährlich aus allen Zuleitungen (inklusive Flächen-drainagen) in die Obere Ron gelangt, ist erheblich und wurde auf 40 - 60 % der P-Fracht geschätzt. Wenn durch Überprüfung bzw. Kontrollen solcher hochbelasteter Zuleitungen Punktquellen identifiziert werden können, könnten mittels technischer Lösungen gezielt einzelne Einleitungen saniert werden. Eine einzelne, stark belastete Zuleitung in der Ron lieferte eine P-Fracht von 7,7 kg P/Jahr, was bereits 0,5 % der P-Jahresfracht ausmacht (Kap. 5.4.3). **Insgesamt schätzen wir das Reduktionspotential von Sanierungen von Zuleitungen mit Punktquellen auf etwa 500 kg P/Jahr bzw. rund 10 % der algenverfügbaren P-Fracht.** Die Massnahme wäre nach Realisierung der technischen Lösung sofort wirksam, d.h. die P-Fracht würde ohne zeitliche Verzögerung reduziert. P-Einträge über Zuleitungen von drainierten landwirtschaftlich genutzten Flächen – insbesondere von mit P hochversorgten Böden – werden weiter unten besprochen.

Die Konferenz der Vorsteher der kantonalen Umweltschutzämter (KVU) hat ein Konzept erarbeitet, um künftig im Rahmen der ÖLN-Grundkontrollen auch den baulichen Gewässerschutz ab 2019 umfassend zu überprüfen und ggf. zu sanktionieren. Entsprechend sind hier – bei konsequenter Umsetzung – Verbesserungen auch im Einzugsgebiet des Baldeggersees zu erwarten. Auch die Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte für dieses Thema könnte schon Wirkung zeigen. Ein bereits existierendes Merkblatt im Kanton Luzern «Sind meine Hofdünger-Einrichtungen in Ordnung?» (LBV & LAWA, o.J.) ist ein Schritt in diese Richtung.

P-Einträge über direkte Gülleabschwemmung

Modellierungen und Messungen im Einzugsgebiet des Baldeggersees zeigen, dass Oberflächenabfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen heute nur noch selten direkt bis in die Vorfluter gelangt (Kap. 7). Um den Oberflächenabfluss, der heute fast nur noch bei besonderen Starkregenereignissen auftritt, zu reduzieren, sehen wir keine Möglichkeiten für Verminderungsmassnahmen. Einzig bei Häufigkeit, Zeitpunkt, Menge und Art der Gülleausbringung ist noch ein gewisses Reduktionspotential vorhanden, sofern diese nicht zu einer Erhöhung des Risikos anderer Verlustprozesse führen. Bei häufiger Gülleausbringung steigt das Risiko deutlich, dass ein Regenereignis mit Oberflächenabfluss folgt. Bezüglich Gülle-Management ist weiterhin eine gute Beratung nötig, um Risiken sowohl für Ammoniak- als auch für Abschwemmungsverluste zu minimieren. Die Reduktion der Ammoniakverluste darf nicht zu Las-

ten von P-Abschwemmungsverlusten führen. P-Abschwemmung von verschmutzten, entwässerten Strassen und Wegen über Kurzschlüsse («shortcuts») ist eine weitere Eintragsmöglichkeit über Oberflächenabfluss. Auch hier sehen wir keine konkreten Verminderungsmassnahmen. Sorgfältige Gülle- und Mistausbringung ohne Verluste auf Strassen und Wege ist hier oberstes Gebot (= gute fachliche Praxis). Gülleabschwemmung über sehr kurze Distanz kann auch über Makroporenfluss in Drainagen zu P-Einträgen führen. Auch hier sind Häufigkeit, Zeitpunkt, Menge und Art der Gülleausbringung entscheidend. P-Einträge über Oberflächenabfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen ohne direkte Gülleabschwemmung auf hochversorgten Böden werden nachfolgend besprochen.

Insgesamt schätzen wir das Reduktionspotential von Massnahmen im Bereich direkte Gülleabschwemmung auf etwa 100 kg P/Jahr bzw. <5 % der algenverfügbaren P-Fracht. Die Massnahme wäre nach Realisierung sofort wirksam, d.h. die P-Fracht würde ohne zeitliche Verzögerung reduziert.

P-Einträge über Oberflächenabfluss, Drainagen und Interflow von hoch- oder überversorgten Böden

Dieser Eintragspfad ist nach unseren Erkenntnissen der wesentliche Eintragspfad (siehe Kap. 8). Nur wenn dieser Eintragspfad reduziert werden kann, lässt sich das gemäss Projektauftrag angestrebte Ziel einer Halbierung der algenverfügbaren Fracht erreichen. Alle bisher aufgeführten Massnahmen würden auch bei vollständiger Umsetzung nicht dazu ausreichen (siehe Tabelle 16). Bereits beim Start des Baldeggersee-P-Projektes kritisierte Gächter (2000) bezüglich der Wirksamkeit der damals im Projekt vorgeschlagenen Massnahmen: «[...] wenn aber der P-Gehalt des Bodens nicht vermindert wird, oder sogar noch weiter wächst, so bleiben sie alle nur teures Flickwerk». Weiter folgerte er: «Dieses Ziel erreicht man nur, wenn man entweder weniger P mit Futtermitteln ins Einzugsgebiet importiert, und/oder mehr Hofdünger aus dem Zuströmbereich des Sees exportiert.»

Um den Eintragspfad über Oberflächenabfluss, Drainagen und Interflow von mit P hoch- oder überversorgten Böden zu reduzieren, ist der P-Input auf die Flächen deutlich zu reduzieren.

Im folgenden Kapitel (Kap. 10.4) werden dazu mögliche Massnahmen diskutiert.

Tabelle 15: Maximale Reduktionspotentiale von möglichen Massnahmen. Die Zielgrösse ergibt sich aus der tolerierbaren und der derzeitigen algenwirksamen P-Fracht.

Massnahme	Reduktionspotential (Maximum) (kg P/Jahr)
Kläranlage umleiten	-370
Regenentlastungen umleiten	-260
P-Deposition Seefläche messen	+100 bis -200
Sanierung Zuleitungen	-500
direkte Gülleabschwemmung vermindern	-100
Oberflächenabfluss/Drainage/Interflow auf hoch mit P versorgten Böden reduzieren	Je nach Umsetzung von Massnahmen Kap. 10.4
Zielgrösse (Minimum)	-1700

10.4 Mögliche Massnahmen

10.4.1 Extensivierung bzw. Nulldüngung von landwirtschaftlichen Nutzflächen

Eine komplette Einstellung der P-Düngung erweist sich in unseren Modell-Szenarien als besonders effektiv zur Reduktion der landwirtschaftlichen P-Verluste (Kap. 9.3). Grundsätzlich sind dabei intensivere Strategien mit einer Zudüngung von anderen Nährstoffen und damit erhöhten Entzügen (siehe Kap. 10.4.4 - 10.4.6) vielversprechender als reine Extensivierungsstrategien. Soll aus Umwelt- und Kostengründen auf Mineraldüngerzukauf verzichtet werden, bieten sich Ackerkulturen mit hohem P- und tiefem N-Bedarf (beispielsweise Körnerleguminosen) als effektive Abreicherungsstrategie an (van der Salm et al., 2009). Eine Empfehlung wäre deshalb auch ein Ausbau der Beratung in Richtung innovativer Betriebsentwicklungen im Sinne der Einzelmassnahme «Impulsbeitrag für Einkommensalternativen». Eine solche intensive Bewirtschaftung ist jedoch nicht auf allen Flächen möglich und eine mineralische Ergänzungsdüngung in der Praxis auch schwer umsetzbar. Insbesondere auf Flächen, welche nicht oder unzureichend drainiert sind und folglich unter Stauwassereinfluss stehen, können keine Maximalentzüge erreicht werden. Ein Grossteil dieser Flächen wurde in der Vergangenheit drainiert und damit einer intensiveren Nutzung zugänglich gemacht. Da jedoch der Verlust über Drainageleitungen einen wichtigen Teil der P-Fracht in den Baldeggersee ausmacht, sollte in Erwägung gezogen werden, den Verzicht von Drainagen bzw. Drainageerneuerungen auf Flächen, die nicht zu Oberflächenabfluss oder Erosion neigen, zu unterstützen. Beispielsweise könnte eine Umnutzung als magere Feuchtwiese oder Feuchtacker (siehe Feuchtackerprojekt, Szerencsits et al., 2018) gefördert werden. Insbesondere kämen dafür einige Schlägen mit anmoorigen oder moorigen Böden, die heute z.T. intensiv genutzt werden, in Frage. Diese Flächen werden mit relativ hoch liegenden Drainagen entwässert, weshalb mit besonders hohen P-Verlusten gerechnet werden muss. Da mit einer Extensivierung die Produktivität zurückgeht, ist diese Massnahme nur in Kombination mit einer Reduktion der Tierzahlen (DGVE pro Fläche) oder einer Erhöhung der Hofdünger-Exporte umsetzbar. Anzudenken wäre auch eine Kombination der Nulldüngung mit technischen Massnahmen (z.B. Pflügen, Applikation P-fixierender Substanzen), welche kurzfristige Auswirkungen auf P-Verlustprozesse haben (Schärer et al., 2007). Die langfristige Wirksamkeit von solchen technischen Massnahmen wurde bis anhin jedoch noch nicht ausreichend untersucht.

10.4.2 Hofdünger-Exporte erhöhen und Gülleseparierung

Wegen der P-Bilanz-Restriktionen im Seevertrag wird aus der Region der Mittellandseen bereits überdurchschnittlich viel Hofdünger exportiert. Trotz einer überdurchschnittlich hohen Tierdichte liegt der P-Deckungsgrad des gesamten Einzugsgebiets des Baldeggersees deshalb bei ca. 83 %. Eine Erhöhung dieser Exporte kann nicht losgelöst von der Nährstoffbilanz betrachtet werden und wäre beispielsweise die Konsequenz einer weiteren Verschärfung der Suisse-Bilanz. Da die Betriebe in der Region mehrheitlich auf die Tierhaltung spezialisiert sind, entsteht die Problematik, dass mit den Hofdüngern auch andere Nährstoffe exportiert werden, welche dann in der Pflanzenproduktion fehlen (vor allem Stickstoff, aber auch Kalium, Magnesium etc.). Infolgedessen müssten diese Nährstoffe über Mineraldünger zugekauft werden, was wiederum mit zusätzlichen Kosten für die Landwirtin bzw. den Landwirt und negativen Auswirkungen auf die Umwelt (bspw. Energiebedarf der Düngerherstellung) verbunden ist. Ähnliche Kosten fallen ebenfalls durch den Transport der exportierten Hofdünger an. Inwiefern

die negativen Umweltwirkungen sich nach dem Export gesamtschweizerisch kompensieren, bleibt abzuschätzen. Grundsätzlich können wir auch keine Aussage dazu machen, inwiefern Potential bei möglichen Abnehmerinnen und Abnehmern (Biogasanlagen, Landwirtinnen und Landwirte ausserhalb der Region) existiert.

Mit der Gülle-Separierung können eventuelle Nachteile der Hofdüngerexporte vermindert werden. Durch die Gülleseparierung wird die Fest- von der Flüssigphase getrennt. Wird nur die feste Phase exportiert, können Transportkosten eingespart werden. Andererseits ist vermutlich das Absatzpotenzial der festen Düngerphase geringer, weil sie im Vergleich zu flüssigen Düngern und Mineraldüngern weniger universell einsetzbar ist, schwieriger genau auszubringen ist und ihre Nährstofffreisetzung langsamer und schlechter prognostizierbar ist. Die separierten Phasen weisen zudem auch unterschiedliche Nährstoffgehalte auf. Die Nährstoffzusammensetzung der beiden Phasen ist stark abhängig von der gewählten Technik und der Tierart (Brauckmann, 2014). Grundsätzlich wäre mit der Gülleseparierung anzustreben, dass das N/P-Verhältnis in der flüssigen Phase möglichst hoch ist, sodass diese weiterhin zur optimalen Düngung der Kulturen eingesetzt werden kann, und dass die feste Phase exportiert wird.

Unabhängig von der Nährstoffzusammensetzung kann die Verwendung der flüssigen Phase positive Auswirkungen auf das Infiltrationsverhalten und damit die Verteilung des P in der Bodenmatrix haben, womit weniger Verluste durch Abschwemmung, Erosion oder präferentiellen Fluss zu erwarten sind (Brauckmann, 2014). Mit einer besseren Infiltration können jedoch je nach Wassersättigungsgrad des Bodens langsame unterirdische Verlustprozesse erhöht werden. Bei ausreichendem TS-Gehalt (mind. 30 %) der festen Phase kann diese auch als Einstreu in Milchvieh-Liegeboxen verwendet werden (Schrade & Zähler, 2008). Dies wäre insofern P-wirksam, dass auf einen P-Import durch Strohkauf verzichtet werden kann. Zudem kann mit einem Verzicht auf Stroh die N-Verfügbarkeit des Festmists im Feld verbessert werden. Gesamthaft ist jedoch das Reduktionspotential höher, wenn die feste Phase exportiert wird.

Eine Erhöhung der Hofdüngerexporte hat insbesondere bei separierten Hofdüngern ein gewisses Potential. Dieses stösst jedoch durch die Limitierung anderer Nährstoffe und eine beschränkte Abnehmerinnen- und Abnehmerzahl an seine Grenzen. In eine Berechnung des theoretischen Potentials müssten die aktuellen Mengen und Nährstoffgehalte der Hofdünger sowie der Bedarf einbezogen werden.

10.4.3 Reduktion der Tierzahlen bzw. DGVE

Die Tierdichte im Einzugsgebiet des Baldeggersees ist mit 2,4 GVE/ha im gesamtschweizerischen Vergleich hoch (Kap. 2). Zahlen zu den mittleren DGVE liegen uns aktuell nicht vor, bewegen sich jedoch schätzungsweise in derselben Grössenordnung. In der Vergangenheit wurde deshalb immer wieder die Forderung angebracht, die Tierzahlen zu reduzieren (Schmidlin & Koch, 2003). Da die Tierzahl als solche keine aussagekräftige Grösse ist, wird im Folgenden eine Massnahme vorgeschlagen, die sich auf die DGVE bezieht. Die DGVE wird direkt und leistungsabhängig von den Tierzahlen abgeleitet und ist eine Grösse, welche den Hofdüngeranfall auf dem Betrieb abschätzt (BAFU & BLW, 2012). Demgemäss werden auch die Hofdüngerexporte von der DGVE subtrahiert. Die Zahl bildet deshalb nur den Teil der Tierzahlen ab, welcher regional zum Nährstoffanfall beiträgt. Die DGVE bildet in diesem Sinne den

nährstoffrelevanten Teil der Tierzahlen ab. Grundsätzlich können die hohen Boden-P-Gehalte der Landwirtschaftsflächen im Einzugsgebiet des Baldeggersees auf die hohe Tierdichte und die damit verbundene intensive Ausbringung von Hofdüngern zurückgeführt werden. Dennoch ist in der Region noch nicht die gesetzliche Obergrenze von 3 DGVE/ha LN erreicht. Die 90 %-Suisse-Bilanz wird im Moment für P in der Region auch nur dank hohen Hofdünger-Exporten eingehalten. Gleichzeitig zeigt die aktuelle Bilanzierung mittels Suisse-Bilanz gerade bei der Tierhaltung ihre Schwachstellen. Die Toleranz- und Unsicherheitsbereiche finden sich insbesondere bei den Abzügen für Krippenverluste, der Entzugsberechnung durch extensiv genutzte Wiesen und bei der Berücksichtigung von Kraftfutter an der Gesamtfutterration (Bossard et al., 2012; Spiess & Zimmermann, 2018). Ein direktes Ansetzen an den Tierzahlen bzw. DGVE als Massnahme zur Reduktion der landwirtschaftlichen P-Verluste scheint deshalb naheliegend. Denkbar wäre eine Verschärfung der gesetzlichen Obergrenze der DGVE pro ha. Die gesetzliche Obergrenze liegt bei aktuell 3 DGVE/ha LN, was einem Anfall von 45 kg P/ha LN und 315 kg N/ha LN entspricht (Art. 23 GschV, SR 814.201). Berechnet wird diese Hofdüngermenge anhand der Nährstoffausscheidung je Nutztierkategorie (leistungsabhängig) gemäss GRUD (Richner et al., 2017). Zu beachten ist dabei, dass die Festlegung der gesetzlichen Obergrenze der DGVE ein Kompromiss zwischen einerseits Stickstoff und Phosphor und andererseits Rind und Mastschwein ist. Mit der DGVE wurde nämlich versucht, sowohl dem Verhältnis der beiden Nährstoffe in den Ausscheidungen von Rind und Mastschwein als auch deren Umweltwirkung (Bsp. Lachgas vs. P-Verluste) gerecht zu werden. Dabei wurde die Berechnung der Nährstoffausscheidung in der Vergangenheit auch politisch begründet.

Wegen des hohen Einsatzes von NPr-Futter stammen heute nur noch 21 % des tatsächlichen P-Anfalls im Einzugsgebiet des Baldeggersees aus der Schweinehaltung, aber 69 % aus der Rindviehhaltung (Kap. 2, Tabelle 2). Die häufig geäusserte Forderung einer Reduktion der Schweinezahlen (z. B. Schmidlin & Koch, 2003) hat also nur noch ein sehr begrenztes Reduktionspotential. Im Vollzug wird die NPr-Fütterung bei der DGVE-Berechnung aktuell berücksichtigt (BAFU & BLW, 2012). Die Berechnung orientiert sich an den Zusatzmodulen 6 und 7 der Wegleitung Suisse-Bilanz. Entsprechend würde sich eine Reduktion der DGVE-Limite besonders auf die Rinderbestände auswirken.

Bei der DGVE-Regelung wird nur die Seite des Anfalls betrachtet. Je nach Intensität des Pflanzenbaus und Futterumsatz der Nutztiere, kann jedoch auch die Seite des Bedarfs stark variieren. Die DGVE-Regelung wurde in diesem Sinne eingeführt, um die Intensität nach oben zu begrenzen, auch wenn die Nährstoffbilanz ausgeglichen ist.

Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass die DGVE bezüglich P eher grosszügig berechnet wird und damit auch die Obergrenze von 3 DGVE/ha eher hoch ist (Uebersax et al., 2017). Infolge dieser Untersuchungen wird nun angedacht, die maximale DGVE/ha LN gesamtschweizerisch von 3 auf 2,5 DGVE/ha LN zu senken (BLW, 2018). Soll die DGVE/ha LN im Einzugsgebiet des Baldeggersees wirksam gesenkt werden, sollte der gesamtschweizerischen Debatte unbedingt Rechnung getragen werden. Für das bezüglich Gewässerschutz empfindliche Einzugsgebiet des Baldeggersees sollte die Begrenzung also eher noch strenger gesetzt werden. Dies wird den Kantonen gemäss GSchG (SR 814.20) nahegelegt, falls es die «Bodenbelastbarkeit, Höhenlage und topographische[n] Verhältnisse» verlangen. Laut BAFU (2011) sollen sich die Kantone nach sogenannten «Orientierungswerten» richten, welche nach Höhenlage abgestuft sind. Das Einzugsgebiet des Baldeggersees lässt aufgrund von Höhenlage und topografischen und klimatischen Bedingungen eine sehr intensive Bewirtschaftung zu. Folglich

entspräche eine Senkung der maximalen DGVE/ha LN nicht dem Produktionspotential der Region. Aus Kapitel 8.4 geht andererseits hervor, dass aufgrund der hohen Drainagedichte gerade von produktiven Parzellen ohne Hanglage hohe Verluste zu erwarten sind.

Im Gegensatz zur Suisse- und Hoftor-Bilanz wird bei der DGVE-Regelung auch nur der Hofdünger betrachtet. Der Einsatz von Mineral- bzw. Recyclingdünger müsste also weiterhin indirekt mittels Betriebsbilanz (Suisse-Bilanz oder Hoftor-Bilanz) kontrolliert werden. Eine Reduktion des P-Inputs auf Betriebsebene kann durch eine Begrenzung der Tierzahlen ebenso nur unter der Voraussetzung erzielt werden, dass die Hofdünger-Exporte nicht gleichzeitig zurückgehen. Eine pauschale Herabsetzung der DGVE-Obergrenze würde zudem die Landwirtinnen und Landwirte auch in der N-Düngung einschränken. Anzudenken wäre deshalb auch, die DGVE-Berechnung nur für P anzupassen.

Insofern eignet sich die Begrenzung der Tierzahlen wenig zur Regelung des P-Inputs. Ansätze über verschärfte P-Bilanzen, die auch Auswirkungen auf die Tierzahlen haben, scheinen hier erfolgsversprechender (siehe unten). Soll dennoch an der intensiven Tierhaltung im Gebiet angesetzt werden, braucht es eine breite Sensibilisierung und die aktive Förderung alternativer und innovativer Produktionsformen.

10.4.4 Verschärfung der Suisse-Bilanz

Die Suisse-Bilanz wurde von Bosshard et al. (2012) einer ausführlichen Überprüfung unterzogen. Einige der dort aufgezeigten Schwächen haben insbesondere für Regionen mit hohem Tierbesatz wie das Einzugsgebiet des Baldeggersees eine grosse Bedeutung. Daher greifen wir hier die wichtigsten Kritikpunkte und Empfehlungen bezüglich P-Bilanzen nochmals gezielt auf.

In der Suisse-Bilanz wird den Landwirtinnen und Landwirten ein Toleranzbereich von +10 % gewährt, der aber gemäss P-Verordnung des Kantons Luzern (SR 703a, 2016) für Betriebe im Kanton Luzern nicht zulässig ist. Darüber hinaus werden bei der Berechnung der Suisse-Bilanz Abzüge beim Raufutter für Lagerungs- und Krippenverluste (5 %) gemacht und es gilt eine Toleranz von 5 % bei der Raufutterkontrolle. Obwohl extensiv genutzte Wiesen nicht gedüngt werden dürfen, fliesst ein Teil des P-Bedarfs der extensiv genutzten Wiesen virtuell in die Suisse-Bilanz ein. Die Verabreichung von Mineralsalzmengen über den Empfehlungen muss zudem in der Suisse-Bilanz nicht mehr angegeben werden (Richner et al., 2015). Mineralstoffpräparate erhalten je nach Präparat und Tierart Mehrfachphosphate, die schätzungsweise 40 % des gesamtschweizerischen landwirtschaftlichen P-Überschusses ausmachen (Bosshard et al., 2012). Zusammengenommen muss damit mit einem weiteren Toleranzbereich in der Suisse-Bilanz von 10 - 15 % gerechnet werden. Dies bedeutet, dass trotz strengerer Regelung aufgrund der P-Verordnung im Einzugsgebiet des Baldeggersees eine Suisse-Bilanz von 90 % unter Umständen einem tatsächlichen Versorgungsgrad von 105 % entsprechen kann.

Die Modellierung der potentiellen P-Abreicherung im Boden stark belasteter Flächen hat gezeigt, dass auch bei einer strengen Auslegung der aktuell festgelegten 90 %-P-Bilanz (ohne jegliche Toleranzen) den Flächen nur sehr langsam P entzogen wird (Kap. 9). Der Zielwert gemäss Projektauftrag zur Halbierung der P-Fracht wäre je nach P-Anfangsgehalt in 30 bis

120 Jahren erreicht. Des Weiteren besteht mit den aktuellen Toleranzen, welche tatsächliche P-Bilanzsalden bis 105 % erlauben, sogar die Möglichkeit, dass keine Abreicherung in der Region stattfindet. Es ist davon auszugehen, dass in der Praxis die genannten Toleranzen häufig systematisch ausgenutzt werden (Bosshard et al., 2012). Um die Suisse-Bilanz als effektive Massnahme anzuwenden, ist **dringend geboten, die Toleranzbereiche und verschiedenen Abzüge abzuschaffen oder den zulässigen P-Bilanzsaldo herunterzusetzen**. Falls Änderungen an der bestehenden Berechnungsweise der Suisse-Bilanz aus politischen Gründen in der gesamten Schweiz nicht umsetzbar sind, wäre eine zusätzliche Verschärfung um den Toleranzbereich von 10 % im Einzugsgebiet des Baldeggersees nötig, um auch tatsächlich entsprechende negative P-Bilanzsalden zu erhalten. Unseren Berechnungen nach bräuchte eine Reduktion der P-Bilanz auf 80 % eine Halbierung der Abreicherungszeit gegenüber dem 90 %-Szenario mit sich. Würde die P-Bilanz auf 50 % beschränkt, könnte die Abreicherungszeit noch einmal halbiert werden.

Falls die Suisse-Bilanz auf 80 % oder tiefer begrenzt werden soll, müssen Massnahmen zur Reduktion des Düngereinsatzes vorgeschlagen werden. Gegenwärtig scheint die Massnahme nur durch eine Reduktion der Tierzahl (Reduktion der DGVE pro Fläche) oder einer Erhöhung der Hofdünger-Exporte umsetzbar zu sein. Eine **Verminderung der P-Bilanzsalden mit einer angepassten Fütterung (NPr-Fütterung in der Schweinehaltung) ist nicht zu erwarten**, da unserer Einschätzung nach das Potential in diesem Bereich im Einzugsgebiet des Baldeggersees gut ausgeschöpft ist. Soll im Rahmen des Seevertrags auch die «standortangepasste Landwirtschaft» im Sinne der Selbstversorgung und der Tragfähigkeit der Ökosysteme gefördert werden, ist anzudenken, eine Begrenzung der Futtermittelimporte einzuführen.

Eine weitere Verschärfung der Suisse-Bilanz wäre – insbesondere verbunden mit einer Abschaffung der Toleranzbereiche und einer erneuten Integration der Mineralstoffzukäufe – eine effektive Methode, die durchschnittliche P-Belastung der landwirtschaftlich genutzten Flächen zu reduzieren und längerfristig auf einem tieferen Niveau zu stabilisieren. Inwiefern es sinnvoll ist, die Verschärfung an Boden-P-Gehalte zu knüpfen und allenfalls Betriebe mit stark überversorgten Böden stärker zu beschränken, ist eine Frage der Gesetzgebung und deren Vollzug. Grundsätzlich wirkt die Massnahme in jedem Fall aber nur auf Ebene des Betriebs und kontrolliert damit nicht, was auf dem einzelnen Schlag passiert. Da auf besonders hoch mit P versorgten Böden das grösste Reduktionspotential gesehen wird, wären aus unsere Sicht Ansätze zu bevorzugen, die schlagbezogen unter Berücksichtigung des P-Gehaltes des Bodens anwendbar sind (siehe Kap. 10.4.5). In Anbetracht der oben erwähnten Schwachstellen wäre eine grundsätzliche Evaluation bzw. Weiterentwicklung der Suisse-Bilanz als Instrument zur Überwachung der Nährstoffentwicklungen landwirtschaftlich genutzter Flächen zu empfehlen (Bosshard et al., 2012).

10.4.5 Einführung von Bilanzen auf Schlagebene mit Berücksichtigung der P-Versorgung des Bodens

Die Suisse-Bilanz wirkt auf Betriebsebene und berücksichtigt damit nicht die Verteilung der Dünger innerhalb des Betriebs. Da stärker belastete Schläge (P-Versorgungsklassen D und E) überproportional zu den P-Austrägen aus der Landwirtschaft beitragen, ist es sinnvoll, Mas-

nahmen auf diesen Schlägen besonders zu fördern. Um die P-Versorgung des Bodens gemäss ChemRRV (SR 814.81) zu berücksichtigen, sehen wir zwei Möglichkeiten: Eine strenge Auslegung auf Schlagebene und die Kopplung der gesamtbetrieblichen Suisse-Bilanz mit einem Düngungsplan.

Bei einer strengen Auslegung könnten – je nach P-Versorgungsklasse der Schläge – **flächenspezifische Restriktionen in der P-Bilanz eingeführt** werden. Die P-Bilanz müsste in diesem Fall auf jeder Fläche – je nach deren Versorgungsgrad – erfüllt sein. Es würden ausgehend von den Boden-P-Gehalten die Korrekturfaktoren der P-Düngung konsequent gemäss Modul 2 der GRUD (Flisch et al., 2017) angewendet werden. Das hätte z. B. bei Flächen der Versorgungsstufe E eine Null-P-Düngung zur Folge. In diesem Sinne würde die Priorität bei den «Problemflächen» (Versorgungsstufen D und E) liegen, auf welchen Restriktionen eingeführt werden könnten. Gleichzeitig müsste jedoch auch die Düngung auf der übrigen Betriebsfläche begrenzt sein, um zu verhindern, dass bisher normal versorgte Schläge aufgedüngt werden. Je nach angestrebtem Zeithorizont wären alternativ auch auf Schlägen in den Versorgungsstufen D und E maximale P-Bilanzsalden zwischen 0 (keine P-Düngung) und 50 % (die Hälfte des P-Bedarfs ist gedeckt) zielführend. Gegenwärtig scheint die Massnahme nur durch eine Reduktion der Tierzahlen und/oder einer Erhöhung der Hofdünger-Exporte umsetzbar zu sein. Die P-Versorgung der Schläge wurde im Seevertrag bis 2015 berücksichtigt. Je nach gesamtbetrieblichem Anteil von Schlägen in den Versorgungsstufen D und E wurde der Suisse-Bilanzsaldo auf 80 - 100 % begrenzt (SR 703a, 2002). Dieser Abschnitt wurde jedoch ab 2015 infolge Vollzugsschwierigkeiten und Sparmassnahmen gestrichen. Neben erhöhten Verwaltungskosten sind Bilanzen auf Schlagebene auch für die Landwirtinnen und Landwirte mit Mehraufwand verbunden. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Landwirtinnen und Landwirte beispielsweise in der Regel nicht wissen, wie hoch die aktuellen P-Gehalte in ihren Hofdüngern sind. Soll dies vonseiten der Behörden unterstützt werden, müssten mehrmals jährlich P-Gehalts-Messungen der Hofdünger vorgenommen werden.

Ein realistischeres Szenario als Bilanzen auf Schlagebene wäre eine **Kopplung der Suisse-Bilanz an einen Düngungsplan**, was auch Bosshard et al. (2012) empfehlen. Der Bedarf der zu düngenden Kulturen könnte damit flächenspezifisch angepasst werden, was wiederum auf die Suisse-Bilanz wirken würde. Die Suisse-Bilanz müsste dann trotzdem weiterhin nur gesamtbetrieblich eingehalten werden. Dem Düngungsplan kann die Landwirtin oder der Landwirt entnehmen, auf welchen Flächen wieviel Hofdünger ausgebracht werden kann. Alles in allem wäre diese Methode von der Durchführbarkeit und der Umsetzbarkeit her einer strengen Bilanz auf Schlagebene vorzuziehen.

Voraussetzung für die Umsetzung dieser Massnahme sind die Resultate der regelmässigen Bodenbeprobungen. Zwar zeigen sich Änderungen der Boden-P-Gehalte infolge Bewirtschaftungsanpassungen nur langsam, trotzdem kann es für die Legitimation sinnvoll sein, sich bei Restriktionen auf möglichst aktuelle Daten zu stützen. Dies könnte entweder mit einer Wiedereinführung der fünfjährigen Beprobung gelöst werden oder die Landwirtinnen und Landwirte würden selber in die Pflicht genommen werden, wenn der Verdacht besteht, dass sich die Boden-P-Gehalte aufgrund der Massnahmen verringert haben. In diesem Fall läge es auch im Interesse der Landwirtin / des Landwirts, neue Beprobungen zu veranlassen.

Grundsätzlich sind für diese Kopplung der Suisse-Bilanz an einen Düngungsplan den Landwirtinnen und Landwirten die entsprechenden Hilfsmittel zur Verfügung zu stellen, sodass der administrative Aufwand geringgehalten wird.

10.4.6 Einführung der Hoftorbilanz

Bei der Suisse-Bilanz handelt es sich um eine Anfall-Bedarf-Bilanz. Bei der Umstellung auf die Hoftorbilanz (Import-Export-Bilanz) werden die Systemgrenzen anders gesetzt (siehe Bossard et al., 2012; Richner et al., 2015). Zukäufe von Futtermitteln würden damit besonders berücksichtigt. In die Hoftorbilanz würden nur Nährstoffe eingehen, welche tatsächlich in den Betrieb hineinkommen bzw. mit Ernteprodukten und Verkäufen den Betrieb wieder verlassen. Insbesondere die P-Importe mit Mineralstoffen und Kraftfutter würden damit besser erfasst. Der Einsatz von Mineralstoffen geht nicht in die Suisse-Bilanz ein und beim Nährstoffanfall wird die Zusammensetzung der eingesetzten Kraftfutter nicht miteinbezogen. Mit der Einführung der Hoftorbilanz würden die Nährstoffflüsse im Bereich Tierhaltung präziser erfasst. Soll mit der Hoftorbilanz eine P-Abreicherung der landwirtschaftlichen Böden erreicht werden, stellt sich aber die Frage, inwiefern für diese überhaupt Zielwerte gesetzt werden können. Eine Reduktion der Hoftorbilanz könnte demnach lediglich über eine Reduktion der Zukäufe oder eine Erhöhung der Verkäufe einhergehen. In welchem Verhältnis diese zu stehen haben, ist schwieriger zu bestimmen als bei einer Bedarf-Anfall-Bilanz. Auch bei dieser Massnahme handelt es sich um einen gesamtbetrieblichen Ansatz, der die Verteilung innerhalb des Betriebs nicht berücksichtigt. Grundsätzlich werden die Nährstoffflüsse mit der Hoftorbilanz bei guter Qualität der in die Berechnung eingehenden Daten präziser erfasst, als dies bei der Suisse-Bilanz zur Zeit der Fall ist. Andererseits bestehen mit der Hoftorbilanz bisher keine Praxiserfahrungen und es ist mit einem hohen Erfassungsaufwand zu rechnen. Wegen des hohen Anteils an Selbstdeklarationen ist mit verschiedenen Unsicherheiten zu rechnen (Richner et al., 2015). Weiterhin eignet sich die Hoftorbilanz nicht als Düngungsplanungsinstrument und könnte auch nicht schlagbezogen eingesetzt werden

10.5 Fazit Massnahmen

In Tabelle 16 wurden die bisherigen und neu vorgeschlagenen Massnahmen qualitativ bewertet. Die Bewertung berücksichtigt sowohl die verschiedenen möglichen P-Eintragsprozesse ins Gewässer (direkte Gülleabschwemmung, Oberflächenabfluss, Erosion, Drainagen und Makroporen, andere Zuleitungen) als auch die Kriterien zur Definition einer «Beitragenden Fläche» (siehe dazu Kap. 1.3). In Kapitel 8 wurden die für das Einzugsgebiet des Baldeggersees relevanten Eintragsprozesse identifiziert. Aus Tabelle 16 ist ersichtlich, dass viele der bisherigen Massnahmen auf Prozesse wirken, die unseren Analysen nach im untersuchten Gebiet heute nur noch wenig Wirkungen auf die P-Verluste haben (direkte Gülleabschwemmung, Oberflächenabfluss, Erosion). Da der Gewässeranschluss bei einem grossen Teil der Flächen über Drainagen und Makroporen (Kap. 8) erfolgt, ist das Potential von agronomischen Lösungen zur Reduktion des Gewässeranschlusses stark begrenzt (Tabelle 16).

Aus diesen Gründen müssen Massnahmen zur Reduktion des P-Eintrags an der P-Versorgung der landwirtschaftlich genutzten Flächen ansetzen, um effektiv zu sein. Nur eine der bisherigen Massnahmen setzt direkt an der P-Versorgung des Bodens an, und muss zudem in ihrer Wirksamkeit in Frage gestellt werden (Kap. 9). Die bisherigen Massnahmen reichen nicht aus, um die P-Fracht auf den angestrebten Zielwert zu reduzieren. Viele der Massnahmen im aktuellen Seevertrag sind jedoch eine wertvolle Grundvoraussetzung für reduzierte P-Einträge aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Wir empfehlen deshalb dringend, die bisherigen Massnahmen beizubehalten, jedoch weitere Massnahmen zur Reduktion der P-Einträge einzuführen. Die vorgeschlagenen Massnahmen in der Landwirtschaft sind als Alternativen zu verstehen. Die Erhöhung der Hofdünger-Exporte, die Reduktion von Tierzahlen und die Extensivierung beitragender Flächen sind alle eng mit den Nährstoffbilanzen verbunden und sind daher nicht separat zu betrachten. Eine Regelung ist aus Sicht des Vollzugs deshalb am ehesten über Nährstoffbilanzen sinnvoll. Umgekehrt sind weitere P-Reduktionen bei den Nährstoffbilanzen im Gebiet nur über eine Erhöhung der Hofdünger-Exporte, Reduktionen bei den DGVE und/oder eine Extensivierung zu erreichen. Voraussetzung dafür ist, dass Ausweichmöglichkeiten verhindert werden und nicht dazu führen, dass die P-Reduktionen an anderer Stelle kompensiert werden. Suisse-Bilanz und Hoftorbilanz sind gesamtbetriebliche Ansätze, mit denen die notwendigen flächenspezifischen P-Reduktionen auf den besonders hoch mit P versorgten Böden nur unzureichend umgesetzt und kontrolliert werden können. Detaillierte Bilanzen auf Schlagebene sind zeitaufwendig, schwer kontrollierbar und damit schlecht vollziehbar. Eine Ergänzung der Suisse-Bilanz mit einem Düngungsplan sollte geprüft werden, um den Ansprüchen im Einzugsgebiet des Baldeggersees gerecht zu werden. Die genaue Ausgestaltung einer solchen erweiterten Suisse-Bilanz bezüglich flächenspezifischen P-Restriktionen hängt dann vor allem auch vom gewählten Zeithorizont ab, in dem die P-Abreicherung erreicht werden soll. Zu berücksichtigen ist zudem auch, dass unter Einbezug der P-Versorgung der LN die Betriebe zwar nach dem Verursacherprinzip und risikobasiert unterschiedlich streng beschränkt werden. Dies könnte allerdings auch als Sanktionierung wahrgenommen werden. Dies ist jedoch eine Frage der Gesetzgebung und deren Vollzug und wird an dieser Stelle deshalb nicht weiter ausgeführt. Bei den Hofdünger-Exporten sehen wir zusätzlich noch Potential bei der Gülleseparierung.

Table 16: Zusammenstellung und qualitative Bewertung bisheriger und vorgeschlagener Massnahmen auf ihr Potential in Bezug auf die Kriterien «Beitragende Flächen» und die unterschiedlichen Eintragsprozesse. Die Bewertung macht keine Aussage zur Bedeutung der einzelnen Kriterien und Prozesse in Bezug auf die gesamten P-Einträge in den Baldegersee.

		Kriterien «Beitragende Flächen»			Prozesse				
		Räumliche Stoffquelle	Konnektivität	Hydrologische Aktivität	Gülleab- schwemmung	Oberflächen- abfluss	Erosion	Drainagen + Makroporen	andere Zuleitungen
bisherige Massnahmen	90% Suisse-Bilanz	+	0	0	+	+	+	+	+
	zeitgerechter Hofdüngereinsatz	+	0	0	+++	++	+	+	0
	Keine Winterbrache	+	0	0	0	0	+++	+	0
	ungedüngter Pufferstreifen	+	++	0	++	++	+	0	0
	Begrenzung ÖLN-Gemeinschaften	+	0	0	+	+	+	+	0
	Bauliche Anforderungen	+	+	0	0	0	0	+	++
bisherige Einzelmassnahmen	Retentionsweiher	+	++	0	+	+	+	+	+
	Impulsbeitrag	+	0	0	+	+	+	+	+
neu vorgeschlagene Massnahmen	Extensivierung/Nulldüngung	++	0	0	+++	++	0	++	++
	Hofdünger-Exporte erhöhen	++	0	0	++	++	++	++	++
	Reduktion DGVE	++	0	0	++	++	++	++	++
	Verschärfung Suisse-Bilanz	++	0	0	++	++	++	++	++
	Einführung Bilanz auf Schlagebene	+++	0	0	+++	+++	+++	+++	+++
	Einführung Hoftorbilanz	+	0	0	+	+	+	+	+

0 kein Potential

+ geringes Potential

++ grosses Potential

+++ sehr grosses Potential

Den P-Input auf den Flächen mit P-Vorrat, bzw. die mit P angereicherten Flächen (Versorgungsklassen D und E), zu reduzieren, sehen wir als wichtigste zielführende Massnahme. Massnahmen wären folglich auf rund 79 % der Naturwiesen- und 52 % der Ackerfläche zu ergreifen (Kap. 4.3, Abb. 20). Boden-P-Daten sind regelmässig zu erheben. Eine zuverlässige Probenahme bezüglich Zeitpunkt, Entnahmetiefe sowie Anzahl und Auswahl durch geschulte Personen, Georeferenzierung der Probennahme und eine eindeutige Schlagidentifizierung sowie die Analytik durch ein anerkanntes Labor mittels CO₂-Methode sind dafür zwingend. Zudem ist eine intensive Beratung und Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte in Bezug auf die P-Flüsse und mögliche alternative Nutzungen ihrer Flächen (im Sinne der Einzelmassnahme «Impulsbeitrag für Einkommensalternativen») nötig.

Grundsätzlich sind alle vorgeschlagenen Massnahmen in der Landwirtschaft mit Einschränkungen und/oder Einbussen verbunden. Damit Massnahmen in einer für die Landwirtinnen und Landwirte ökonomisch verkraftbaren Weise umgesetzt werden können, ist eine enge Begleitung durch die kantonalen Beratungsstellen wichtig. Insbesondere die aktive Förderung innovativer Betriebsentwicklungen, welche eine Alternative zur intensiven Tierhaltung darstellen, könnte einen wichtigen Beitrag zur nachhaltigen Entschärfung der P-Problematik leisten.

Weiterhin bieten auch eine Vielzahl ökonomischer Instrumente (bspw. Lenkungsabgaben oder Zertifikathandel für Hofdünger- oder P-Überschüsse) die Möglichkeit, die P-Belastung der landwirtschaftlich genutzten Fläche zu reduzieren. Diese Massnahmen wurden im Rahmen dieses Berichtes jedoch nicht geprüft.

11 Monitoring bzw. Erfolgskontrolle

Gemäss Projektauftrag ist ein Monitoring zur Wirkung der Massnahmen vorzuschlagen (siehe Kap. 1.2). Nachfolgend werden verschiedene Empfehlungen für ein derartiges Monitoring gemacht.

Fortsetzung des bestehenden Monitorings in den Zuflüssen

Die Fortsetzung des bestehenden Monitorings in den Zuflüssen zum Baldeggersee durch das UWE ist zentral. Die erhobenen Daten aus den Zuflüssen sind äusserst wertvoll für die Beurteilung der langfristigen Entwicklung der P-Konzentrationen und -Frachten. Die konsequente Fortführung dieser Messungen erlaubt die Wirkung der im jeweiligen Einzugsgebiet getroffenen Massnahmen summarisch aufzuzeigen, zumal unterschiedlich stark belastete Einzugsgebiete beprobt werden. Eine detaillierte Auswertung und Analyse der Daten muss weiterhin sichergestellt sein.

Fortsetzung des bestehenden Monitorings im Baldeggersee

Ebenfalls sollte das bestehende Monitoring im Baldeggersee selbst fortgeführt werden. Die Angaben zur Entwicklung der P-Konzentrationen und Sauerstoffgehalte im See helfen ebenfalls summarisch aufzuzeigen, ob die Massnahmen im Einzugsgebiet des Baldeggersees Wirkung zeigen.

Periodische Messungen in Zuleitungen

Die zahlreichen Zuleitungen in die Zuflüsse wurden als einer der wichtigsten Eintragspfade identifiziert. Die Sanierung stark durch Punktquellen belasteter Zuleitungen wurde als eine wichtige Massnahme empfohlen. Um den Erfolg einer solchen Sanierung nachzuweisen, sind solche Zuleitungen nach der Sanierung nochmals zu beproben.

Periodisch – z.B. alle fünf Jahre – sollten alle oder zumindest die wichtigsten bzw. auffälligsten Zuleitungen beprobt und analysiert werden. Eine solche Messkampagne, wie sie Steger et al. (2013) an über 600 Zuleitungen durchgeführt haben, hilft einerseits, besonders stark mit P belastete Zuleitungen zu identifizieren. So können auch neu entstandene Belastungsquellen erkannt werden. Bei diesen Zuleitungen sollten gezielte Abklärungen vorgenommen werden, ob punktuelle Quellen als Ursache in Frage kommen und eine entsprechende Sanierung durchgeführt werden kann. Andererseits kann auch aufgezeigt werden, ob die im jeweiligen Einzugsgebiet der Zuleitung durchgeführten Massnahmen zu verringerten P-Konzentrationen bzw. -frachten geführt haben.

Regelmässige Bodenproben

Die mit P angereicherten Böden der Versorgungsklassen D und E stellen gemäss unseren Einschätzungen die grösste P-Quelle im Einzugsgebiet des Baldeggersees dar. Entsprechend haben wir Massnahmen empfohlen, den P-Input auf diesen Schlägen gezielt zu reduzieren. Diese Schläge müssen eindeutig identifiziert werden können, um einerseits festlegen zu können, auf welchen Schlägen welche Massnahmen und wie lange durchzuführen sind und um

andererseits aufzuzeigen, ob die entsprechenden Massnahmen Wirkung zeigen. Wir empfehlen daher, regelmässig Bodenproben auf allen intensiv genutzten Schlägen zu nehmen. Zwar ist innerhalb von wenigen Jahren – auch in Anbetracht der Messungenauigkeiten – eine messbare P-Abreicherung kaum zu erwarten, aber längere Zeitreihen (≥ 20 Jahre) sollten Trends aufzeigen können.

Wie in Kapitel 4.3.1 schon erwähnt, ist eine zuverlässige Probenahme durch geschulte Personen, eine eindeutige Schlagidentifizierung sowie die Analytik durch ein anerkanntes Labor mittels CO_2 -Methode notwendig.

Kontrollen im baulichen Gewässerschutz

Da Zuleitungen ein wichtiger Eintragspfad von P sind und bei einigen Zuleitungen mit hohen gemessenen P-Einträgen bauliche Mängel vermutet werden, könnten bessere Kontrollen im baulichen Gewässerschutz derzeitige punktuelle P-Einträge über Zuleitungen vermindern und in Zukunft verhindern. Solche Kontrollen könnten auch gezielt mit den P-Messungen in Zuleitungen abgestimmt werden.

Kläranlage und Regenüberläufe

Über die Kläranlage und die Regenüberläufe gelangen nach UWE (2018a) rund 16 % der algenwirksamen P-Fracht in den Baldeggersee. Die entsprechenden Messungen bei der Kläranlage sind fortzuführen. Die Messdaten und die Frachtberechnung sowie deren Güte sind offen zu legen und sollten klar kommuniziert werden.

Die Berechnungen der P-Fracht über Regenentlastungen sind offen zu legen. Auch sie sollten nachvollziehbar sein, Angaben zur Unsicherheit haben und kommuniziert werden.

Gerade bei den Einträgen, die nicht aus der Landwirtschaft stammen, schaffen Transparenz und Offenheit Vertrauen in landwirtschaftlichen Kreisen, welches heute vielfach noch nicht vorhanden ist.

P-Deposition auf den See

Die P-Einträge durch Deposition auf den Baldeggersee betragen nach UWE (2018a) rund 12 % der algenwirksamen P-Fracht in den Baldeggersee. Dieser Wert ist unserer Meinung nach jedoch mit Unsicherheiten behaftet (siehe Kap. 10.3). Wir empfehlen daher, regelmässige Messungen der P-Deposition an mindestens einer Stelle durchzuführen. Weiterhin sollte wissenschaftlich abgeklärt werden, welcher Teil der P-Deposition algenwirksam ist.

Betriebsaudits und einzelbetriebliche Erfolgskontrolle

Die Einführung von Betriebsaudits ist zu prüfen. Die Durchführung von Betriebsaudits beinhaltet die Erfassung des Ist-Zustandes auf dem Betrieb und die Festlegung von Massnahmen, die aufgrund der spezifischen Betriebssituation und den Standortgegebenheiten sinnvoll sind und umgesetzt werden sollen, sowie die Kontrolle der Umsetzung von Massnahmen.

Sollen die in Kap. 10.4 vorgeschlagenen Änderungen bei der Suisse-Bilanz oder die Hoftorbilanz eingeführt werden, bedarf dies ausführliche Informationen und eine intensive Betreuung, sowohl bei den Landwirtinnen und Landwirten, als auch bei den kontrollierenden Personen.

Beratung und Sensibilisierung

Umfangreiche Information und Beratung der Landwirtinnen und Landwirte und eine Sensibilisierung für die Problematik sind ausschlaggebend für die Akzeptanz und eine erfolgsversprechende Umsetzung der Massnahmen.

Literaturverzeichnis

Wissenschaftliche Publikationen

- Alder, S., Prasuhn, V., Liniger, H., Herweg, K., Hurni, H., Candinas, A., Gujer, H.U. (2015). A high-resolution map of direct and indirect connectivity of erosion risk areas to surface waters in Switzerland – A risk assessment tool for planning and policy-making. *Land Use Policy* 48, 236–249.
- Beven, K.J., Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, *Hydrological Science Bulletin*, 24 (1), 43–69.
- Bradley, A.P. (1997). The use of the area under the ROC curve in the evaluation of machine learning algorithms, *Pattern Recognition*. 30 (7), 1145–1159.
- Bünemann, E.K., Marschner, P., McNeill, A.M., McLaughlin, M.J. (2007). Measuring rates of gross and net mineralisation of organic phosphorus in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 900-913.
- Cassidy, R., Doody, D.G., Watson, C.J. (2017). Impact of legacy soil phosphorus on losses in drainage and overland flow from grazed grassland soils. *Science of the Total Environment* 575, 474-484.
- Della Peruta, R., Keller, A., Schulin, R. (2014). Sensitivity analysis, calibration and validation of EPIC for modelling soil phosphorus dynamics in Swiss agro-ecosystems. *Environmental Modelling & Software* 62, 97-111.
- Demaria, P., Flisch, R., Frossard, E., Sinaj, S. (2005). Exchangeability of phosphate extracted by four chemical methods. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 89-93.
- Dodd, R.J., McDowell, R.W., Condon, L.M. (2012). Predicting the changes in environmentally and agronomically significant phosphorus forms following the cessation of phosphorus fertilizer applications to grassland. *Soil Use and Management* 28, 135-147.
- Doppler, T., Camenzuli, L., Hirzel, G., Krauss, M., Lück, A., Stamm, C. (2012). Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: insights from a field experiment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(7), 1947-1967.
- Dupas R, Gascuel-Oudou C, Gilliet N, Grimaldi C, Gruau G. (2015). Distinct export dynamics for dissolved and particulate phosphorus reveal independent transport mechanisms in an arable headwater catchment, *Hydrological Processes*, 29, 3162–3178.
- Frey, M., N. Konz, Stamm, C., Prasuhn, V. (2011a). Identifizierung von Flächen, die überproportional zur Gewässerbelastung beitragen. *Agrarforschung Schweiz* 2(4), 156-161
- Frossard, E., Demaria, P., Sinaj, S., Schärer, M. (2014). A flow-through reactor to assess potential phosphate release from agricultural soils. *Geoderma* 219, 125-135
- Gallet, A., Flisch, R., Ryser, J.P., Frossard, E., Sinaj, S. (2003). Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 568-578.
- Garbouchev, I.P. (1966). Changes occurring during a year in the soluble phosphorus and potassium in soil under crops in rotation experiments at Rothamsted, Woburn and Saxmundham. *The Journal of Agricultural Science* 66, 399-412.
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V. (2018). Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266, 84-99.

- Hahn, C., V. Prasuhn, Stamm, C., Schulin, R. (2012). Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 153: 65-74
- Hahn, C., Prasuhn, V., Stamm, C., Lazzarotto, P., Evangelou, M.W.H., Schulin, R. (2013). Prediction of dissolved reactive phosphorus losses from small agricultural catchments: calibration and validation of a parsimonious model. *Hydrology and Earth System Sciences* 17: 3679–3693.
- Hahn, C., Prasuhn, V., Stamm, C., Milledge, D.G., Schulin, R. (2014). A comparison of three simple approaches to identify critical areas for runoff and dissolved reactive phosphorus losses. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 2975-2991
- Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soils, In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy* 66, 195-249.
- Herlihy, M., McCarthy, J., Breen, J., Moles, R. (2004.) Effects over time of fertiliser P and soil series on P balance, soil-test P and herbage production. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 43, 147-160.
- Hively, W.D., Gerard-Marchant, P., Steenhuis, T.S. (2006). Distributed hydrological modeling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part II: dissolved phosphorus transport. *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 263-276.
- Keller, A., van der Zee, S. (2004). Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandböden. *Agrarforschung Schweiz* (11)9 396-401.
- Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N., Buda, A.R., McDowell, R.W., Allen, A.L. (2011). Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities. *Canadian Journal of Soil Science* 91, 329-338.
- Koch, M., Kruse, J., Eichler-Löbermann, B., Zimmer, D., Willbold, S., Leinweber, P., Siebers, N. (2018). Phosphorus stocks and speciation in soil profiles of a long-term fertilizer experiment: Evidence from sequential fractionation, P K-edge XANES, and ³¹P NMR spectroscopy. *Geoderma* 316, 115-126.
- Lazzarotto, P.; Stamm, C.; Prasuhn, V.; Flühler, H. (2006). A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 321(1-4), 21-38
- Liebisch, F., Keller, F., Huguenin-Elie, O., Frossard, E., Oberson, A., Bünemann, E.K. (2014). Seasonal dynamics and turnover of microbial phosphorus in a permanent grassland. *Biology and Fertility of Soils* 50, 465-475.
- Maguire, R.O. & Sims, J.T. (2002). Measuring agronomic and environmental soil phosphorus saturation and predicting phosphorus leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of America Journal* 66, 2033-2039.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31-36.
- Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I -A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282-290.
- Neyroud, J.A. & Lischer, P. (2003). Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 422-431.
- Oehl, F., Oberson, A., Tagmann, H.U., Besson, J.M., Dubois, D., Mader, P., Roth, H.R., Frossard, E., (2002). Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 25-35.

- Prasuhn, V., Liniger, H., Gisler, S., Herweg, K., Candinas, A., Clément, J.-P. (2013). A high-resolution soil erosion-risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-291.
- Roger, A., Libohova, Z., Rossier, N., Joost, S., Maltas, A., Frossard, E., Sinaj, S. (2014). Spatial variability of soil phosphorus in the Fribourg canton, Switzerland. *Geoderma* 217, 26-36.
- Schärer, M., Stamm, C., Vollmer, T., Frossard, E., Oberson, A., Flühler, H., Sinaj, S. (2007). Reducing phosphorus losses from over-fertilized grassland soils proves difficult in the short term. *Soil Use and Management* 23, 154-164.
- Schoumans, O.F., Chardon, W.J. (2015). Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. *Geoderma* 237, 325-335.
- Schulte, R.P.O., Melland, A.R., Fenton, O., Herlihy, M., Richards, K., Jordan, P., (2010). Modelling soil phosphorus decline: Expectations of Water Framework Directive policies. *Environmental Science & Policy* 13, 472-484.
- Sharpley, A.N., Kleinman, P.J.A., Heathwaite, A.L., Gburek, W.J., Folmar, G.J., Schmidt, J.P. (2008). Phosphorus loss from an agricultural watershed as a function of storm size. *Journal of Environmental Quality*, 37, pp. 362-368.
- Stamm, C., R. Sermet, J. Leuenberger, H. Wunderli, H. Wydler, H. Flühler and M. Gehre (2002). Multiple tracing of fast transport in a drained grassland soil. *Geoderma* 109: 245-268.
- Stünzi, H. (2006a). Zur Phosphor-Bodenextraktion mit Ammoniumacetat-EDTA (AAE10). *Agrarforschung Schweiz*, 13 (11-12), S. 488-493
- Stünzi, H. (2006b). Die P-Bodenextraktionsmethoden mit Wasser und CO₂-Wasser. *Agrarforschung Schweiz*, 13 (7), S. 284-289
- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D. T., Rowe, E. C., Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16, 1608-1617.
- Van der Salm, C., Chardon, W.J., Koopmans, G.F., van Middelkoop, J.C., Ehlert, P.A.I. (2009). Phytoextraction of Phosphorus-Enriched Grassland Soils. *Journal of Environmental Quality* 38, 751-761.
- Weiler, M., McDonnell, J.J., Tromp van Meerveld, I., Uchida, T. (2005). Subsurface stormflow runoff generation processes. In: Anderson, M.G. (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, Inc.
- Wilkinson, M.T., Richards, P.J., Humphreys, G.S. (2009). Breaking ground: Pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. *Earth-Science Reviews* 97, 257-272.

Berichte und Merkblätter

BAFU: Bundesamt für Umwelt (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bern. www.umwelt-schweiz.ch/uv-1005-d.

BAFU: Bundesamt für Umwelt (2011). Basisdaten aus dem Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (BDM): Nutzungsintensität der landwirtschaftlichen Fläche. Stand: April 2013, 17 S.

BAFU: Bundesamt für Umwelt & BLW: Bundesamt für Landwirtschaft (2012). Nährstoffe und Verwendung von Düngern in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1225, 62 S.

BAFU: Bundesamt für Umwelt (2016). Der Baldeggersee. Zustand bezüglich Wasserqualität. Faktenblatt, 7 S.

BAFU: Bundesamt für Umwelt & BLW: Bundesamt für Landwirtschaft (2016). Umweltziele Landwirtschaft. Statusbericht 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1633: 114 S.

Béguin, J. & Smola, S. (2010). Stand der Drainagen in der Schweiz - Bilanz der Umfrage 2008. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, Schweiz. 24 S.

BFS: Bundesamt für Statistik (2017). Landwirtschaftliche Strukturhebung 2017, Nutztiere nach Kantonen.

BLW: Bundesamt für Landwirtschaft (2014). Kapitel 1.3 Ökologie und Ethologie. In Agrarbericht 2014. Hrsg. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.

BLW: Bundesamt für Landwirtschaft (2016). Faktenblatt zur Ernährungssicherheit. Nr. 3: Produktionsintensität und -potenzial. Hrsg. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.

BLW: Bundesamt für Landwirtschaft (2018). Vernehmlassung zur Agrarpolitik ab 2022 (AP22+): Erläuternder Bericht, 161 S.

Bosshard, C., Spiess, E., Richner, W. (2012). Überprüfung der Methode Suisse-Bilanz: Schlussbericht z.H. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Agroscope, Zürich, 67 S

Brauckmann, H. (2014). Nährstoffgehalte und Biogaserträge separierter Gülle. Tagung «Nährstoffmanagement von Wirtschaftsdüngern und Gärresten», Hannover. Vortrag vom 03.04.2014

Christen, C. (2014). Zuflüsse zum Baldeggersee. Belastete Einleitungen 2012/2013. Gemeinde Hildisrieden. Umwelt und Energie (UWE), Abteilung Gewässer, Luzern,

Dettwiler, J., Clément, J.-P., Chassot, G. (2006). Düngung und Umwelt. Fachkommentare zum anwendbaren Bundesrecht. Umwelt-Wissen Nr. 0617. Bundesamt für Umwelt. Bern. 83 S.

FAL (Agroscope), RAC, FAW (1996). Schweiz. Referenzmethoden der Eidg. landwirtschaftlichen Forschungsanstalten. Band 1, Bodenuntersuchung zur Düngeberatung. Agroscope FAL Reckenholz (Hrsg.), Zürich.

Flisch, R., Neuweiler, R., Kuster, T., Oberholzer, H., Huguenin-Elie, O., Richner, W. (2017). 2 / Bodeneigenschaften und Bodenanalysen. In: Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017) (Ed. Richner W. und Sinaj S.). Agrarforschung Schweiz 8 (6), Spezialpublikation, 2/1 – 2/34.

Flisch, R. & Zimmermann, M. (2018). Phosphor in der Umwelt. In Agrarbericht 2018. Hrsg. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. 1 - 8

Frey, M., N. Konz, Stamm, C., Prasuhn, V. (2011b). Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen. Studie im Auftrag des BAFU. EAWAG und ART, 93 S.

Frossard, E., Julien, P., Neyroud, J.-A., Sinaj, S. (2004). Phosphor in Böden – Standortbestimmung Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 368, Bern, 174 S.

Frossard, E., Bolomey, S., Flura, T., Sinaj, S. (2005). Phosphor im Boden und Düngestrategie – Der Fall Baldeggersee. Umwelt-Materialien Nr. 206, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 65 S.

Frossard, E., Flura, T., Liebisch, F., Stadelmann, F. (2011). Effet de différentes stratégies de fertilisation phosphatée sur la disponibilité du phosphore du sol dans quelques exploitations agricoles de la région du lac Baldegger. Office fédéral de l'environnement OFEV.

Gächter, R. (2000). Massnahmen zur Sanierung des Baldeggersees und seines Einzugsgebiets. Basiswissen, technische Massnahmen und politische Aufgaben. EAWAG, 16. S. (unveröffentlicht)

Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R. G., Keller, A. (2015). Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbeleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1507: 81 S.

Herzog, P. (2005). Sanierung des Baldeggersees. Auswertung der Zufluss-Untersuchungen 2000 bis 2004. Umwelt und Energie, Kanton Luzern, 43 S.

Huguenin-Elie, O., Mosimann, E., Schlegel, P., Lüscher, A., Kessler, W., Jeangros, B. (2017). 9 / Düngung von Grasland. In: Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017) (Ed. Richner W. und Sinaj S.). Agrarforschung Schweiz 8 (6), Spezialpublikation, 9/1 – 9/22.

Hürdler, J., Prasuhn, V., Spiess, E. (2015). Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz. MODIFFUS 3.0. Bericht z.H. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Agroscope, Zürich, 117 S.

Kt. Luzern (1999): Projekt Sempachersee. Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Gemeindeverband Sempachersee, Kantonales Amt für Umweltschutz, Kantonales Landwirtschaftsamt, Kantonale Fachstelle für Ökologie Sempach/Luzern, 52 S. und Anhang

Kt. Luzern (2000). Phosphorprojekt Baldeggersee. Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Gemeindeverband Baldegger- und Hallwilersee, Kantonales Amt für Umweltschutz, Kantonales Landwirtschaftsamt, Kantonale Fachstelle für Ökologie, Hohenrain, 53 S. und Anhang

LAWA: Amt für Landwirtschaft und Wald Kanton Luzern (2015a). Konzept Erarbeitung Phosphorprojekt Phase III. Sursee, 6 S. (unveröffentlicht)

LAWA: Amt für Landwirtschaft und Wald Kanton Luzern (2015b). Pflichtenheft und Leistungsbeschrieb Forschungsprojekt Evaluierung stark beitragender Flächen. Sursee, 8 S. (unveröffentlicht)

LAWA: Amt für Landwirtschaft und Wald Kanton Luzern (2017). Merkblatt Phosphordüngung. Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement LU, Sursee, 5 S.

LAWA: Amt für Landwirtschaft und Wald Kanton Luzern (2018). Merkblatt Phosphor-Projekt 2016–2019. Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement LU, Sursee, 3 S.

LBV & LAWA (o.J.). Sind meine Hofdüngereinrichtungen in Ordnung? Merkblatt. Hrsg: Arbeitsgruppe Qualitätssicherung Hofdüngerlager LBV und LAWA, Sursee

- Müller, B., Och, L., & Wüest, A. (2012). Entwicklung des Phosphorhaushalts und der Sauerstoffzehrung im Sempacher- und Baldeggersee, EAWAG, Kastanienbaum, 46 S.
- Prasuhn, V. & Braun, M. (1994). Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. - Schriftenreihe d. Eidg. Forschungsanstalt f. Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern, Nr. 17, Liebefeld-Bern, 113 S. + Anhang 101 S.
- Prasuhn, V. & Lazzarotto, P. (2005) Abschwemmung von Phosphor aus Grasland im Einzugsgebiet des Sempachersees. Schriftenreihe der FAL 57, 95-107.
- Prasuhn, V. (2011). Gülleabschwemmung von Graslandflächen - Versuchsergebnisse aus der Schweiz. Gülle 11, Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland, Kloster Reute (D), Landwirtschaftlicher Zentrum Baden-Württemberg LAZBW, 185-189
- Richner, W., Bosshard, C., Spiess, E. (2015). Forschungsauftrag «Folgearbeiten des Mandats zur Überprüfung der Methode Suisse-Bilanz»: Schlussbericht z.H. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Agroscope, Zürich, 39 S.
- Richner, W., Flisch, R., Mayer, J., Schlegel, P., Zähler, M., Menzi, H. (2017). 4 / Eigenschaften und Anwendung von Düngern. In: Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017) (Ed. Richner W. und Sinaj S.). Agrarforschung Schweiz 8 (6), Spezialpublikation, 4/1 – 4/24.
- Rossier, N., Von Niederhäusern, A., Bongard, L. (2012). FRIBO, Réseau fribourgeois d'observation des sols, 1987–2011. Institut agricole de l'Etat de Fribourg, IAG 49–53.
- Schmidlin, J. & Koch, B. (2003). Problemlösung Baldeggersee – Ansätze zur Lösung der Phosphor- und Ammoniakprobleme. Bericht im Auftrag von Pro Natura, Frick, 59 S.
- Schrade, S., Zähler, M. (2008). Einstreu in Liegeboxen für Milchvieh: Kompost und Feststoffe aus der Separierung von Gülle als Alternative zur Stroh-Mist-Matratze in: ART-Berichte Nr. 699, 8 S.
- Sinaj, S., Charles, R., Baux, A., Dupois, B., Hiltbrunner, J., Levy, L., Pellet, D., Blanchet, G., Jeangros, B. (2017). 8 / Düngung von Ackerkulturen. In: Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017) (Ed. Richner W. und Sinaj S.). Agrarforschung Schweiz 8 (6), Spezialpublikation, 8/1 – 8/46.
- Spiess, E. & Zimmermann, M. (2018). Landwirtschaftliche Phosphorbilanzen. In Agrarbericht 2018. Hrsg. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. 1 - 6
- Stadelmann, P., Lovas, R., Butscher, E. (2002). 20 Jahre Sanierung und Überwachung des Baldeggersees. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 37, 113 – 164
- Stadelmann, F., Lovas, R., Joller, T., Meyer, T. (2014). Phosphorprojekt des Kantons Luzern Phase III (2015+): Projektgesuch im Rahmen von Art. 62a Gewässerschutzgesetz (GschG). Entwurf. Sursee, 28 S. (unveröffentlicht)
- Stamm, C., Doppler, T., Prasuhn, V., Singer, H. (2012). Standortgerechte Landwirtschaft bezüglich der Auswirkung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen auf Oberflächengewässer: Projekt-Schlussbericht, Studie im Auftrag des BAFU. Hrsg.: EAWAG-Forschungsinstitut des ETH-Bereichs und Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 1-36 S.
- Steger, C., Amschwand, D., Kathriner, P., Müller, B. (2013). Untersuchung der Einleitungen und Zuflüsse zum Baldeggersee 2012-2013, EAWAG Kastanienbaum.

Szerencsits, E., Prasuhn, V., Churko, G., Herzog, F., Utiger, C., Zihlmann, U., Walter, T., Gramlich, A. (2018). Karte potentieller Feucht-(Acker-)Flächen in der Schweiz. Agroscope Science.

Uebersax, A., Jenni, S., Koch, B., Richner, W., Huguenin-Elie, O. (2017). Fachliche Überprüfung der im Gewässerschutzgesetz festgelegten Limitierung der Düngerausbringung pro Hektare Nutzfläche. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Agroscope, Zürich, 52 S.

UWE: Amt für Umwelt und Energie Kanton Luzern (2018a). Datensatz (Excel) zum Einzugsgebiet Baldeggersee, zu den Abflussverhältnissen und P-Konzentrationen und -Frachten. (unveröffentlicht).

UWE: Amt für Umwelt und Energie Kanton Luzern (2018b). Gewässerverunreinigungen 2012 bis September 2018. <https://uwe.lu.ch/-/media/UWE/Dokumente/Themen/Gewaesser/Gewaesserverunreinigungen/Gewaesserverunreinigungen.pdf?la=de-CH>

Walther, U., Menzi, H., Ryser, J.-P., Flisch, R., Jeangros, B., Kessler, W., Maillard, A., Siegenthaler, A., Vuilloud, P. A. (1994). Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (GRUDAF). Agrarforschung Schweiz 1(7), 1-40

Wehrli, B & Wüest, A. (1996). Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen. Schriftenreihe der EAWAG, vol. 9, EAWAG, Dübendorf, 128 S.

Willmann, E. (2015). Bestimmung der P-beitragenden Flächen in den Einzugsgebieten der Luzerner Mittellandseen – Grundlagen und aktueller Wissensstand. Handout Fachaustausch zur Weiterführung und Weiterentwicklung der Phosphorprojekte 20.05.2015. UWE und LAWA, (unveröffentlicht), 17 S.

Gesetze und Verordnungen

SR 703a, 2002: Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft vom 24. September 2002 (Stand am 1. April 2004)

SR 703a, 2016: Verordnung über die Verminderung der Phosphorbelastung der Mittellandseen durch die Landwirtschaft vom 24. März 2015 (Stand am 1. Januar 2016)

SR 814.20: Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2017)

SR 814.201: Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Juni 2018)

SR 814.81: Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. Januar 2019)

SR 910.1: Bundesgesetz über die Landwirtschaft (Landwirtschaftsgesetz, LwG) vom 29. April 1998 (Stand am 1. Januar 2018)

SR 910.13: Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV) vom 23. Oktober 2013 (Stand am 1. Januar 2018)

Internetquellen

Guo, D., Westra, S., Peterson, T. (2017). Evapotranspiration: Modelling Actual, Potential and Reference Crop Evapotranspiration, R package version 1.12. <https://cran.r-project.org/package=Evapotranspiration>.

H2O.ai Team (2017). h2o: R Interface for H2O. R package version 3.10.5.3. <https://CRAN.R-project.org/package=h2o>.

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://R-project.org/>.

Rühlicke, G. (2011). Bodenuntersuchungsergebnisse nach Standort interpretieren. unter: <http://www.kaligmbh.com/dede/fertiliser/news/local/sueden/ruehlicke/info-20110321-kriterien-fuer-bodenuntersuchungen.html>, zuletzt aufgerufen 09.03.2017

Anhang

Anhang zu Kapitel 2

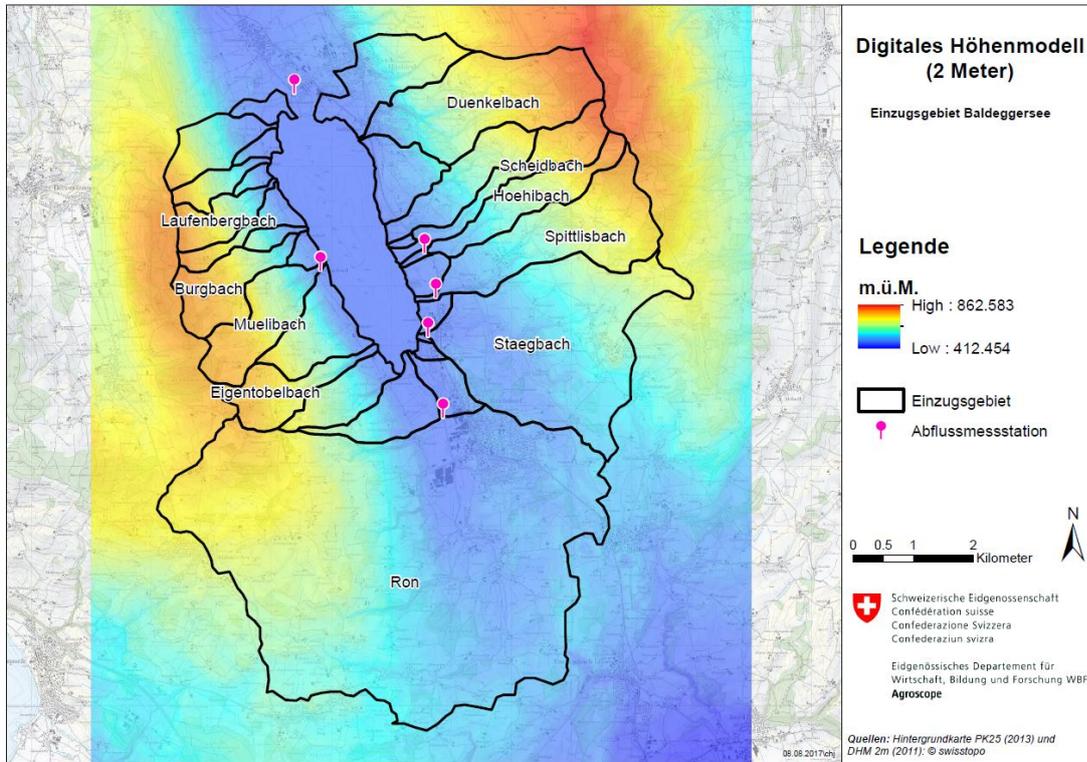


Abbildung I: Höhenlage gemäss digitalem Geländemodell.

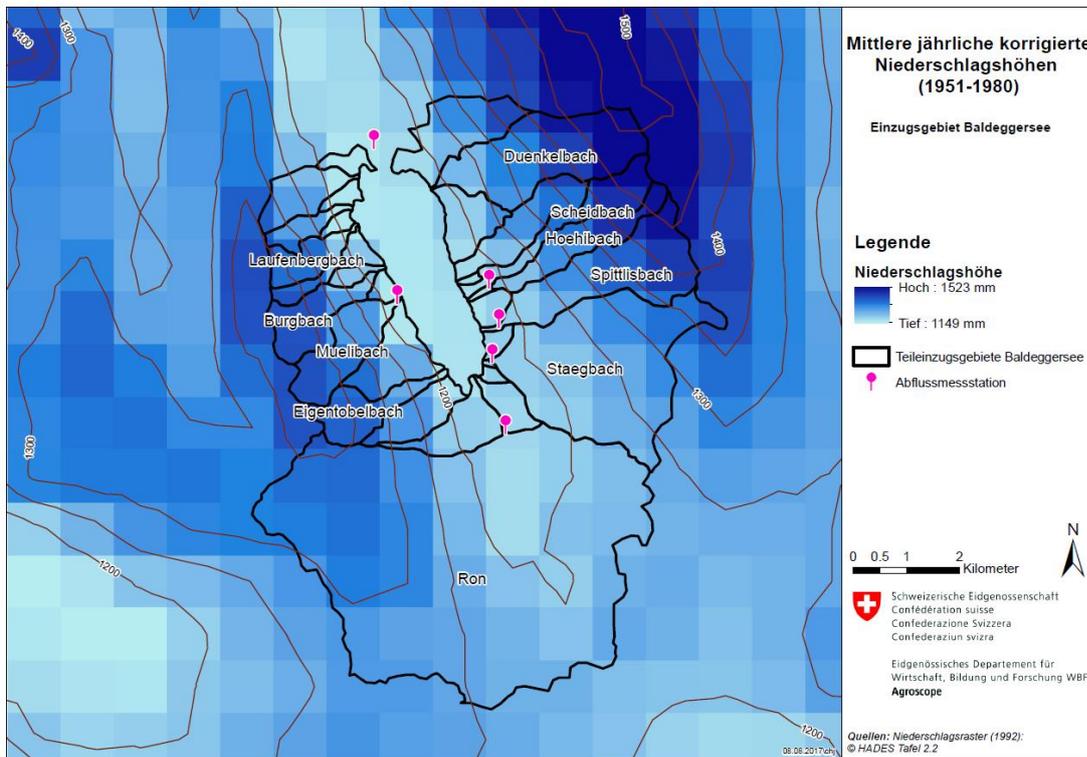


Abbildung II: Mittlere jährliche korrigierte Niederschlagshöhen.

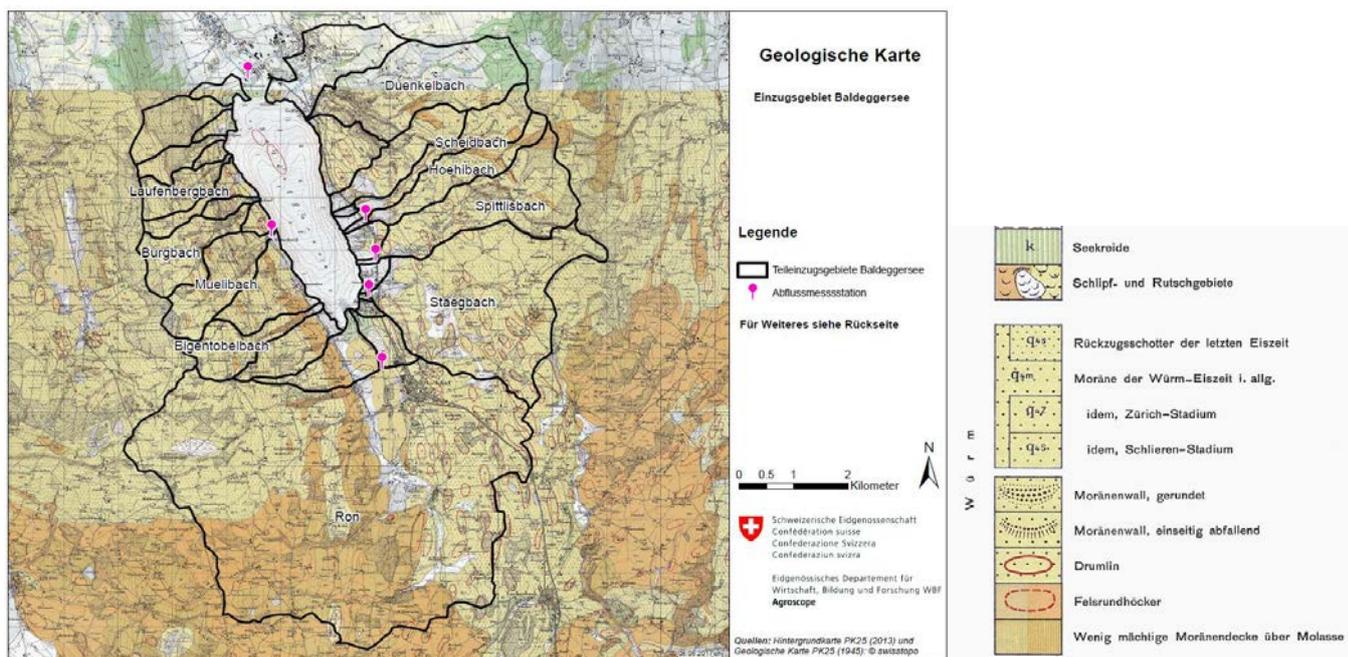


Abbildung III: Geologie mit Ausschnitt aus der Legende.

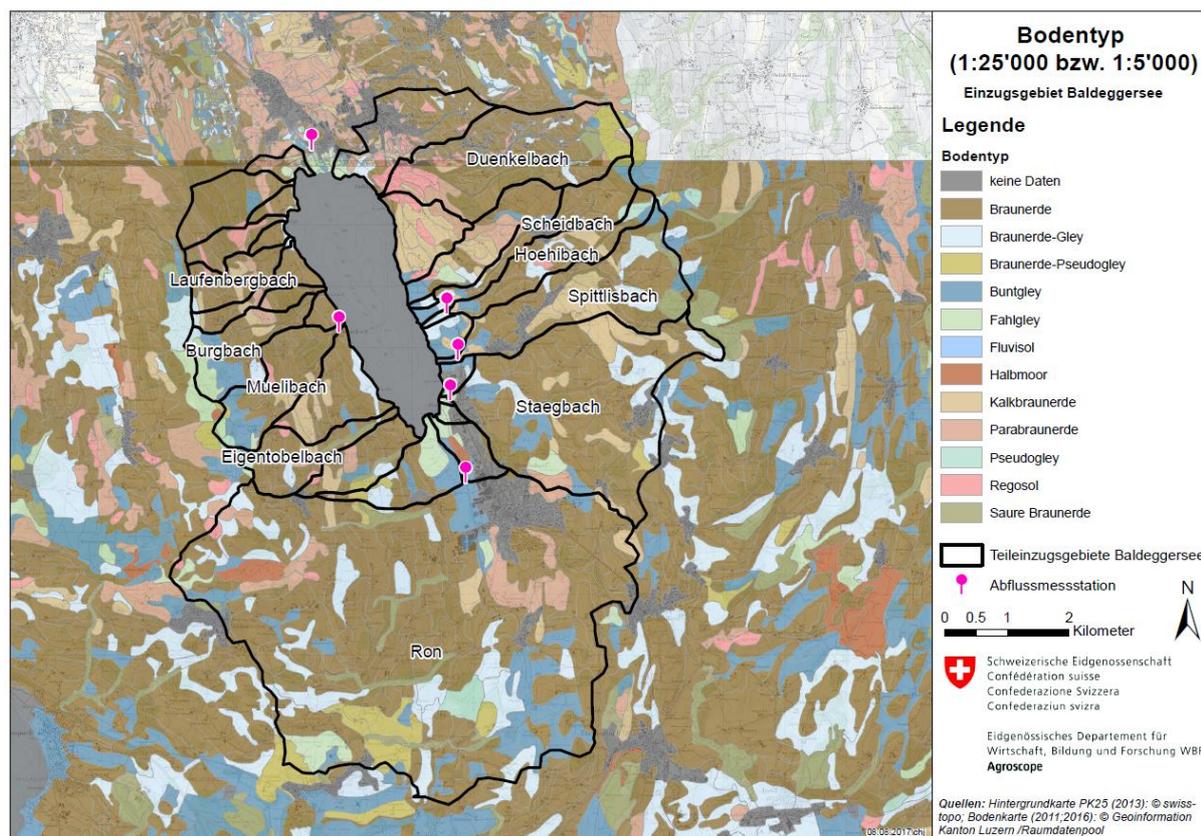


Abbildung IV: Bodentypen gemäss verschiedener verfügbarer Bodenarten.

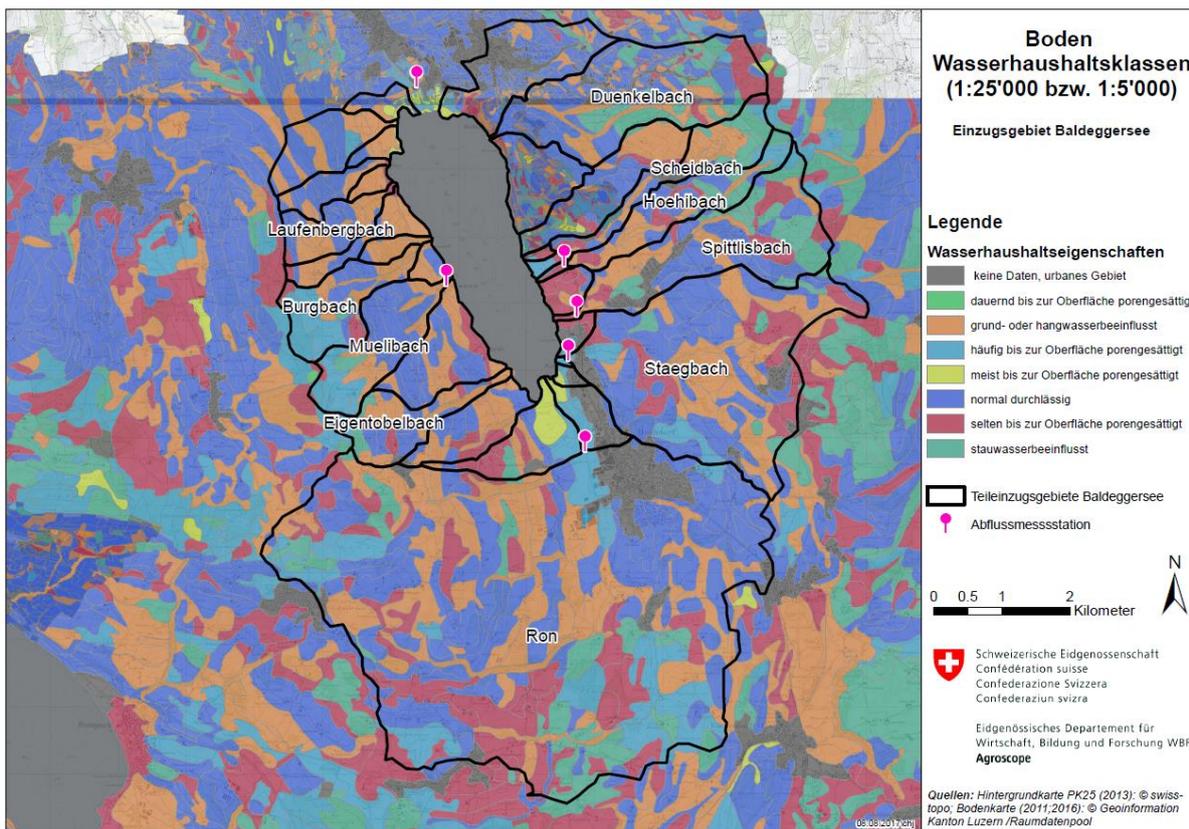


Abbildung V: Bodenwasserhaushaltsklassen, abgeleitet aus den verschiedenen verfügbaren Bodenkarten.

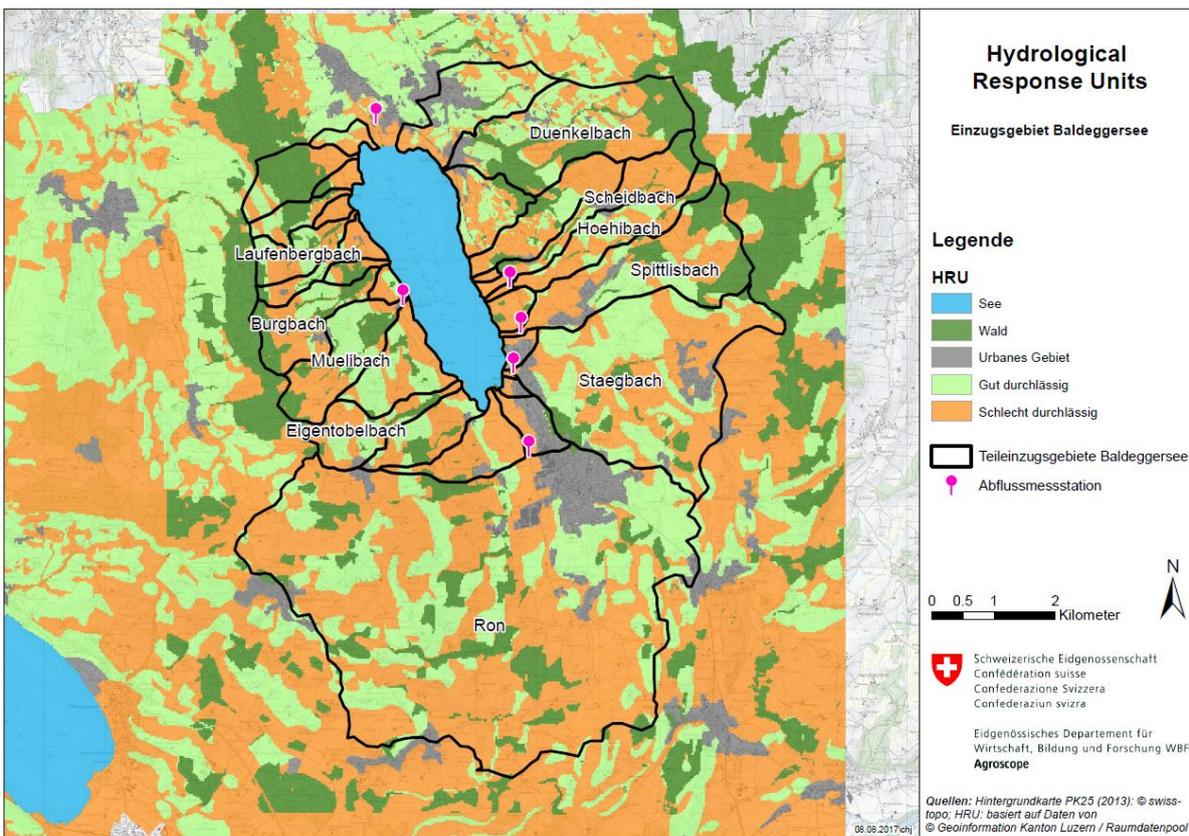


Abbildung VI: Hydrological Response Units (HRU), abgeleitet aus den verschiedenen verfügbaren Bodenkarten.

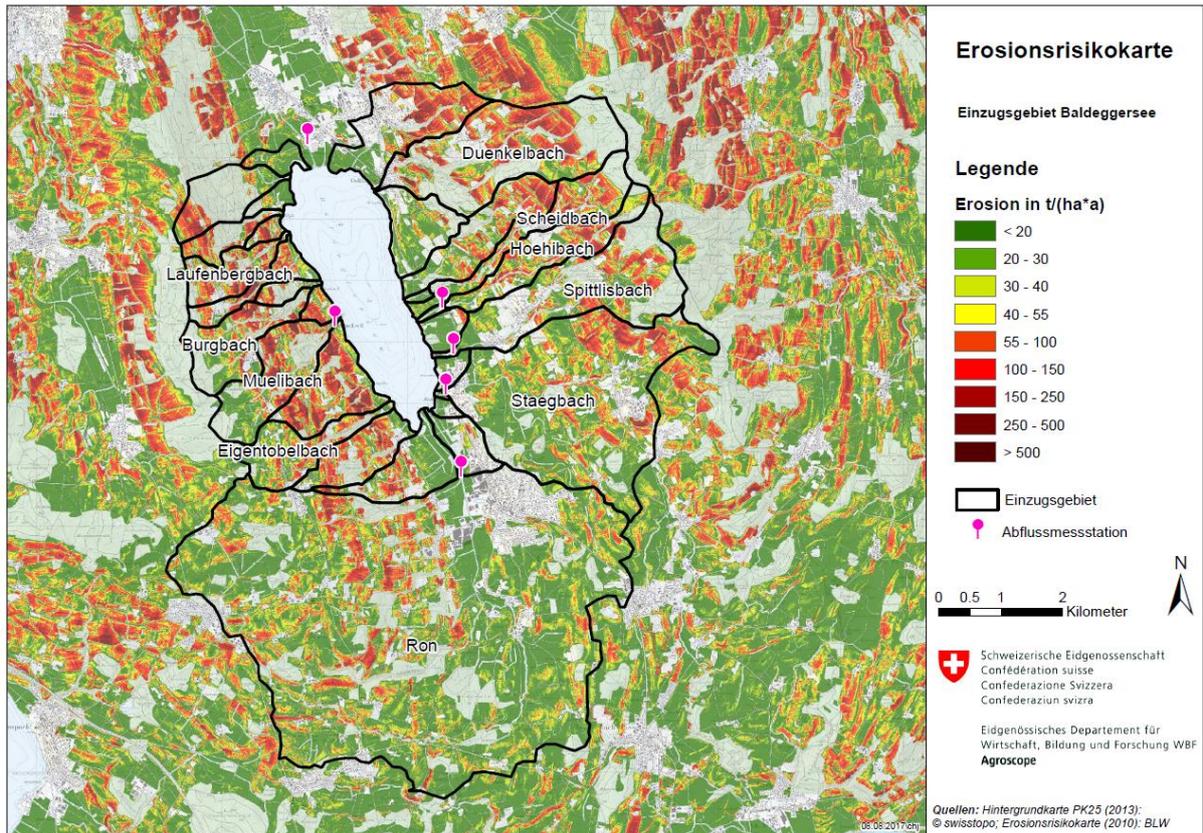


Abbildung VII: Potentielles Erosionsrisiko nach Erosionsrisikokarte (ERK2).

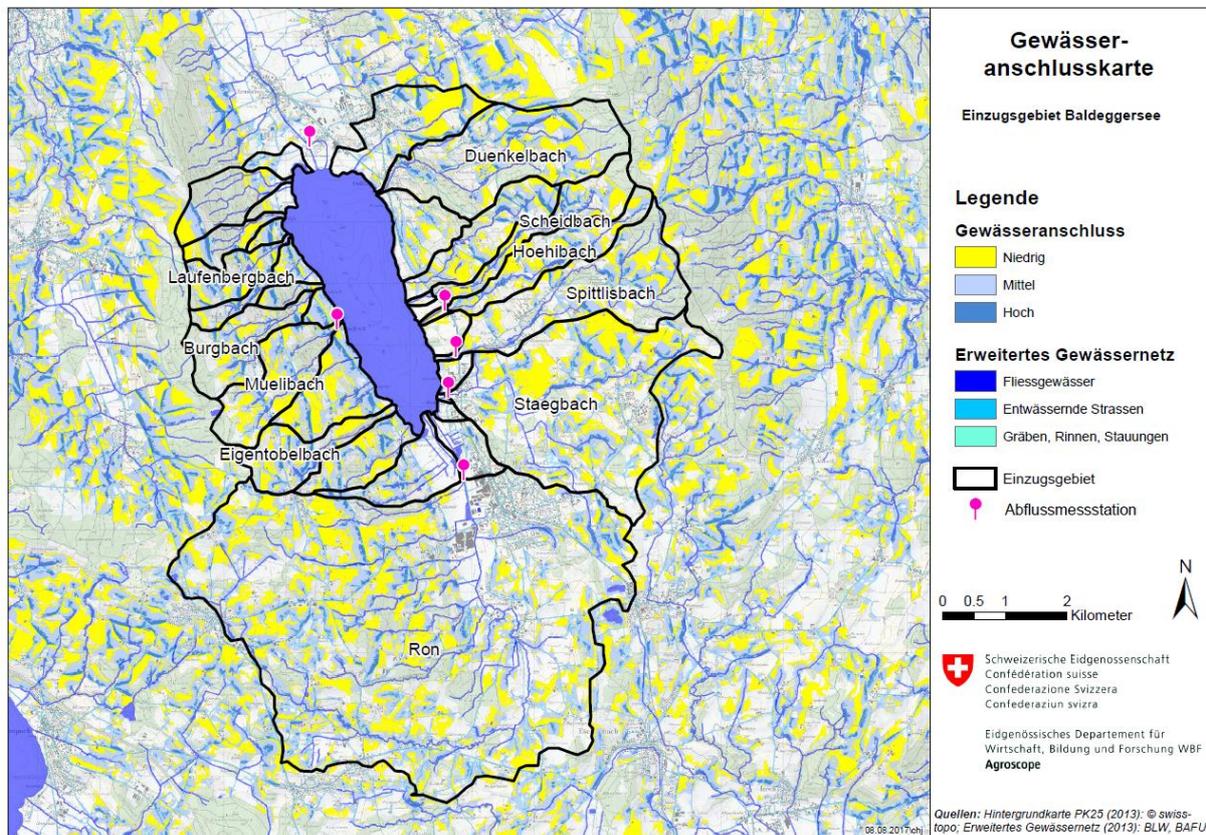


Abbildung VIII: Oberflächlicher Gewässeranschluss nach Gewässeranschlusskarte (GAK2).

Anhang zu Kapitel 4

Insgesamt wurden zwischen 2009 und 2014 7'826 Bodenproben für den Gesamtdatensatz in den Einzugsgebieten des Sempacher-, des Hallwiler- und des Baldeggensees genommen. Vom Einzugsgebiet des Baldeggensees stammen 2'878 Proben. Für alle Proben wurde der P-Gehalt sowohl nach der AAE10-Methode als auch nach der CO₂-Methode bestimmt. Allgemein lässt sich sagen, dass die Verteilung der Boden-P-Werte im Einzugsgebiet des Baldeggensees der des Gesamtdatensatzes gleicht. Dies gilt sowohl für die CO₂- (Abbildung IX) als auch für die AAE10-Methode (Daten nicht gezeigt). Vergleicht man die P-Versorgung des Gebiets um die drei Luzerner Mittellandseen mit anderen Gebieten in der Schweiz, wird deutlich, dass es sich um überdurchschnittlich angereicherte Flächen handelt (BLW 2018). Ähnlich hohe Versorgungsgrade finden sich jedoch in der angrenzenden Nord-Ost-Schweiz bis zum Bodensee.

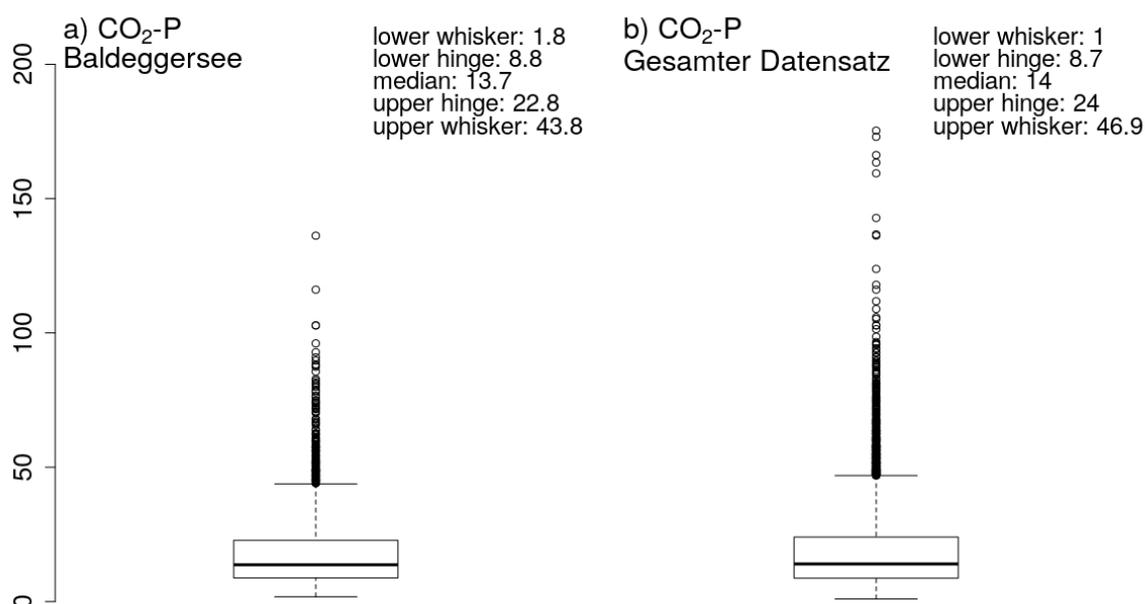


Abbildung IX: Verteilung der Boden-P-Werte für den Gesamtdatensatz von 7'826 Bodenproben aus dem Luzerner Mittelland und für das Einzugsgebiet des Baldeggensees (2'878 Proben) aus den Jahren 2009-2014 unter Ackerland und Naturwiese nach der CO₂-Methode.

P-Versorgung von Schweizer Gemeinden bei Futterbau
ÖLN-Bodenanalysen 2010-2016

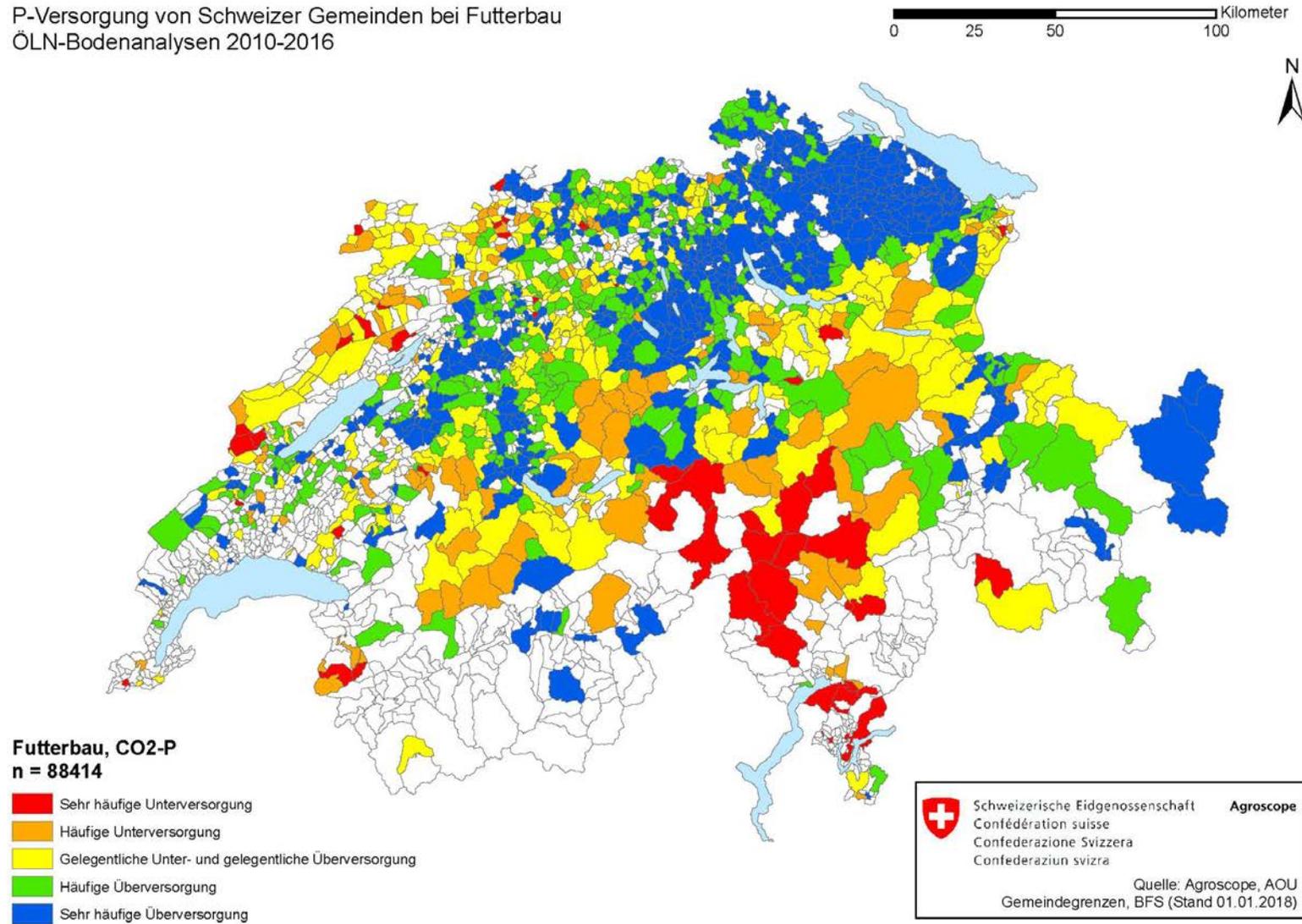


Abbildung X: P-Versorgung (CO₂-P) von Schweizer Gemeinden bei Futterbau (Quelle: Flisch und Zimmermann 2018)

Anhang zu Kapitel 5

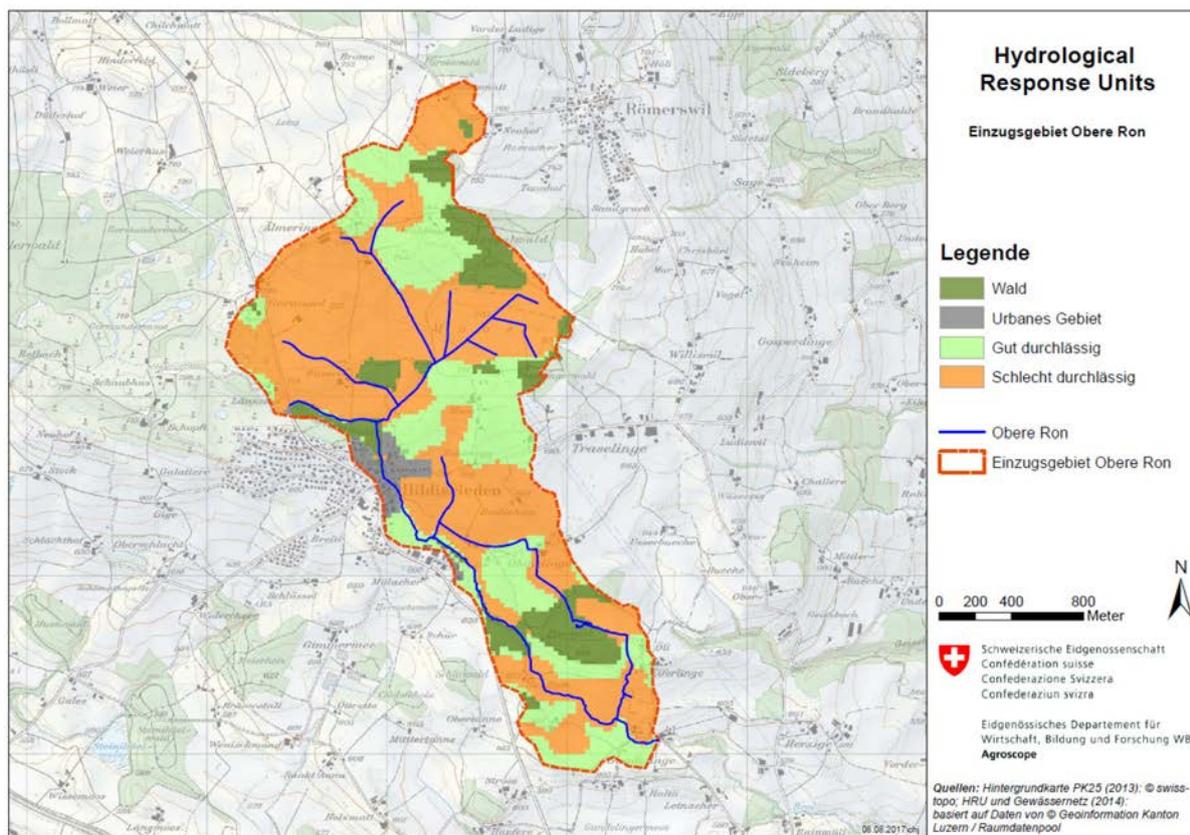


Abbildung XI: Hydrological Response Units (HRU) in der Oberen Ron.

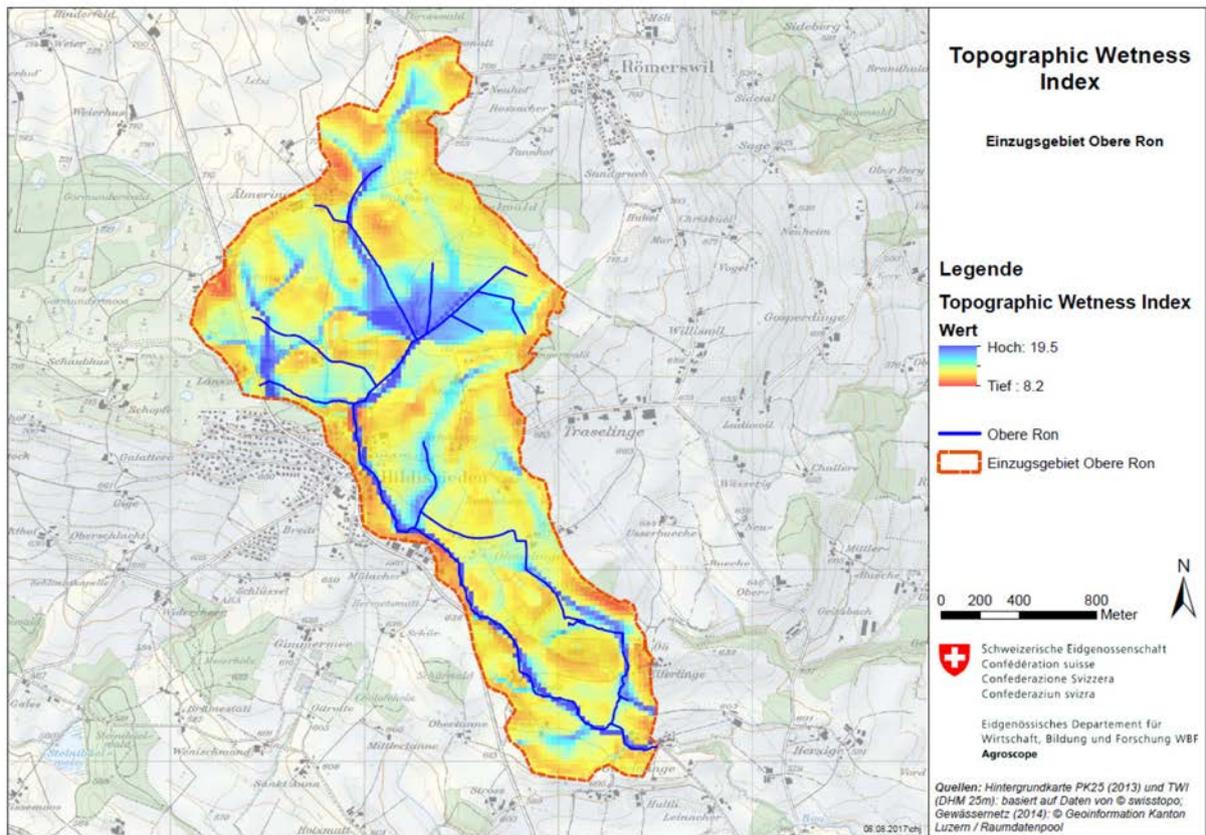


Abbildung XII: Topographic Wetness Index (TWI) in der Obere Ron.

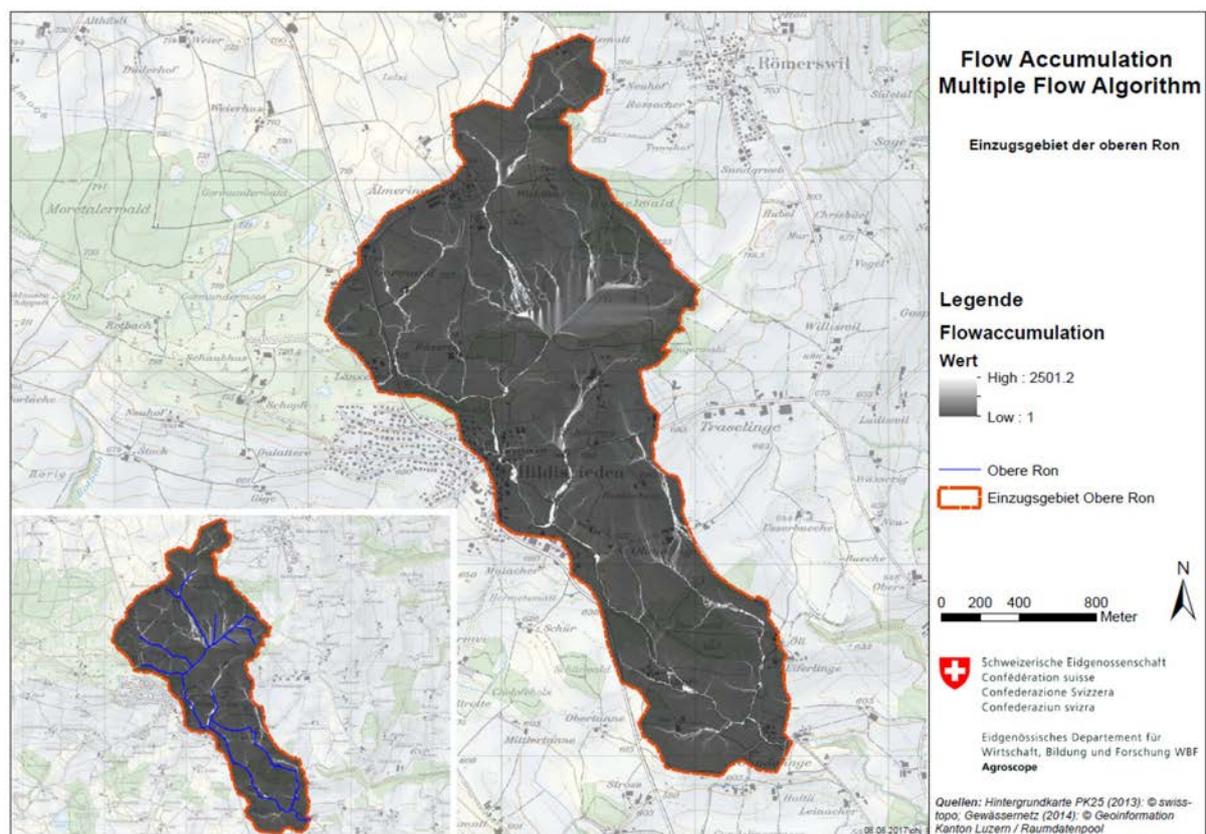


Abbildung XIII: Flow Accumulation, berechnet mittels Multiple Flow Algorithm in der Obere Ron.

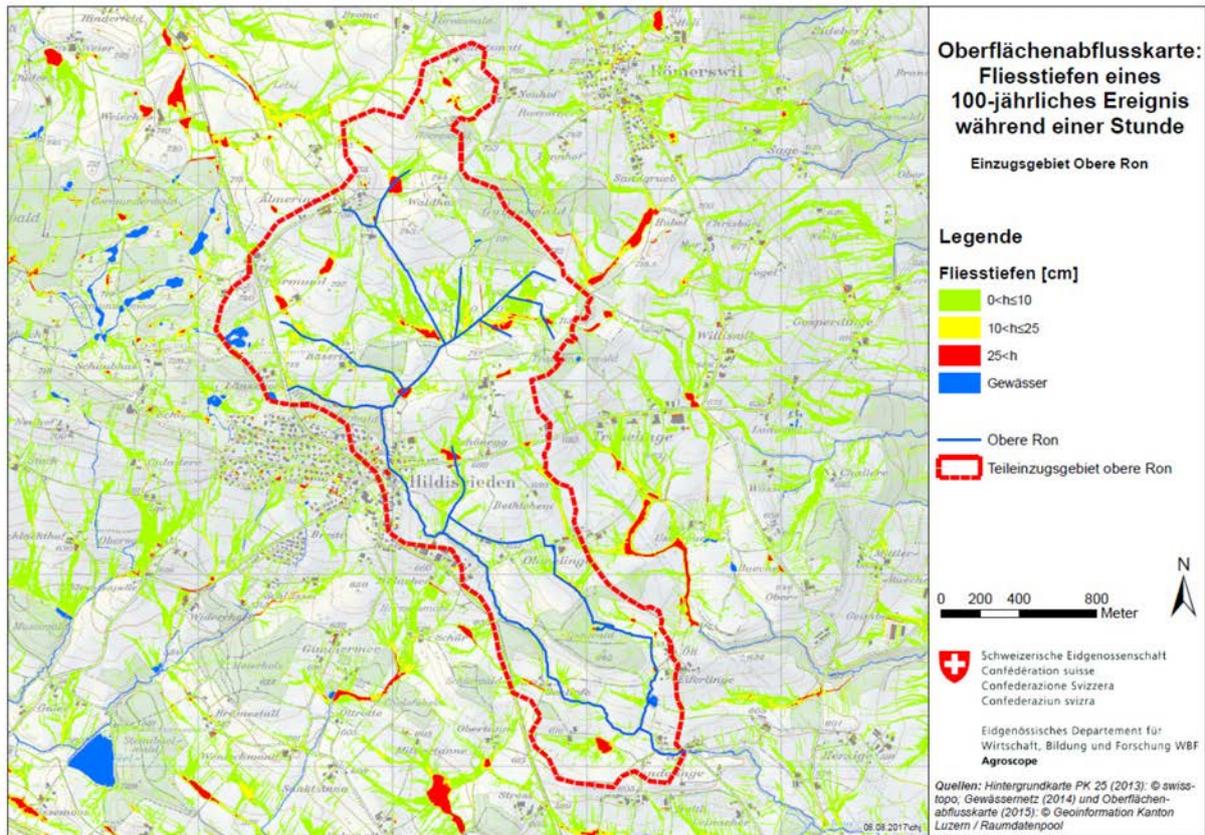


Abbildung XIV: Gefährdungskarte Oberflächenabfluss in der Oberen Ron.

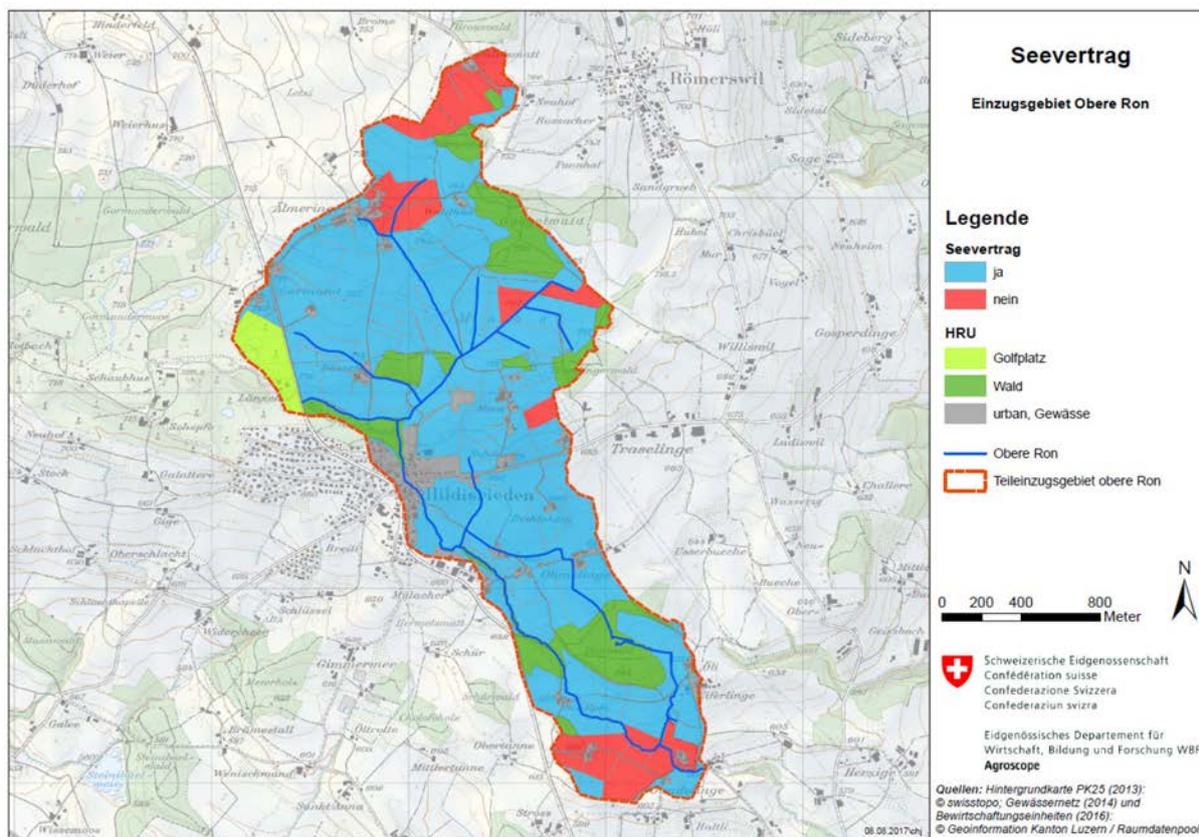


Abbildung XV: Teilnahme am Seevertrag in der Oberen Ron.

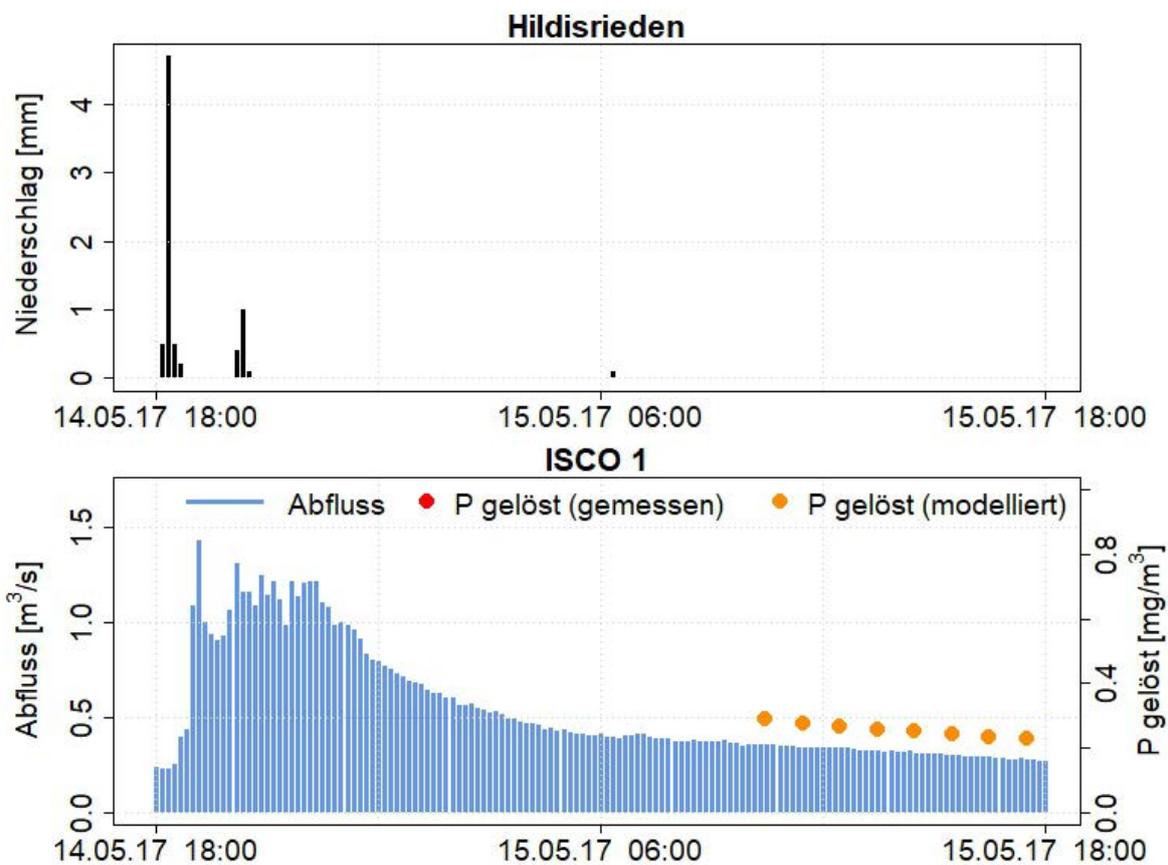


Abbildung XVI: Gemessener Niederschlag, Abfluss, sowie gemessenes/modelliertes gelöstes P am automatischen Probenehmer ISCO 1 bei Ereignis 1 (14.05.2017).

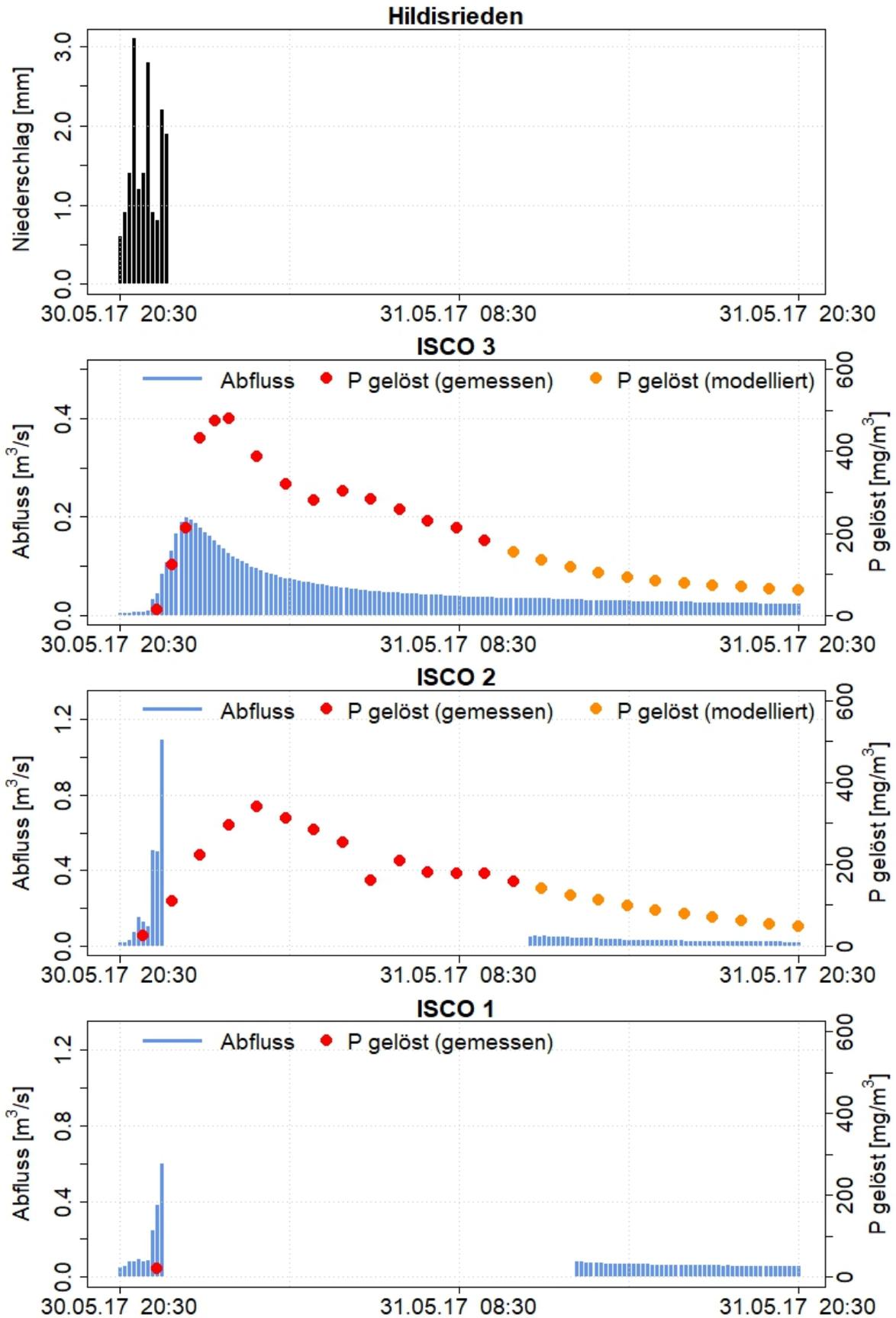


Abbildung XVII: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 2 (30.05.2017).

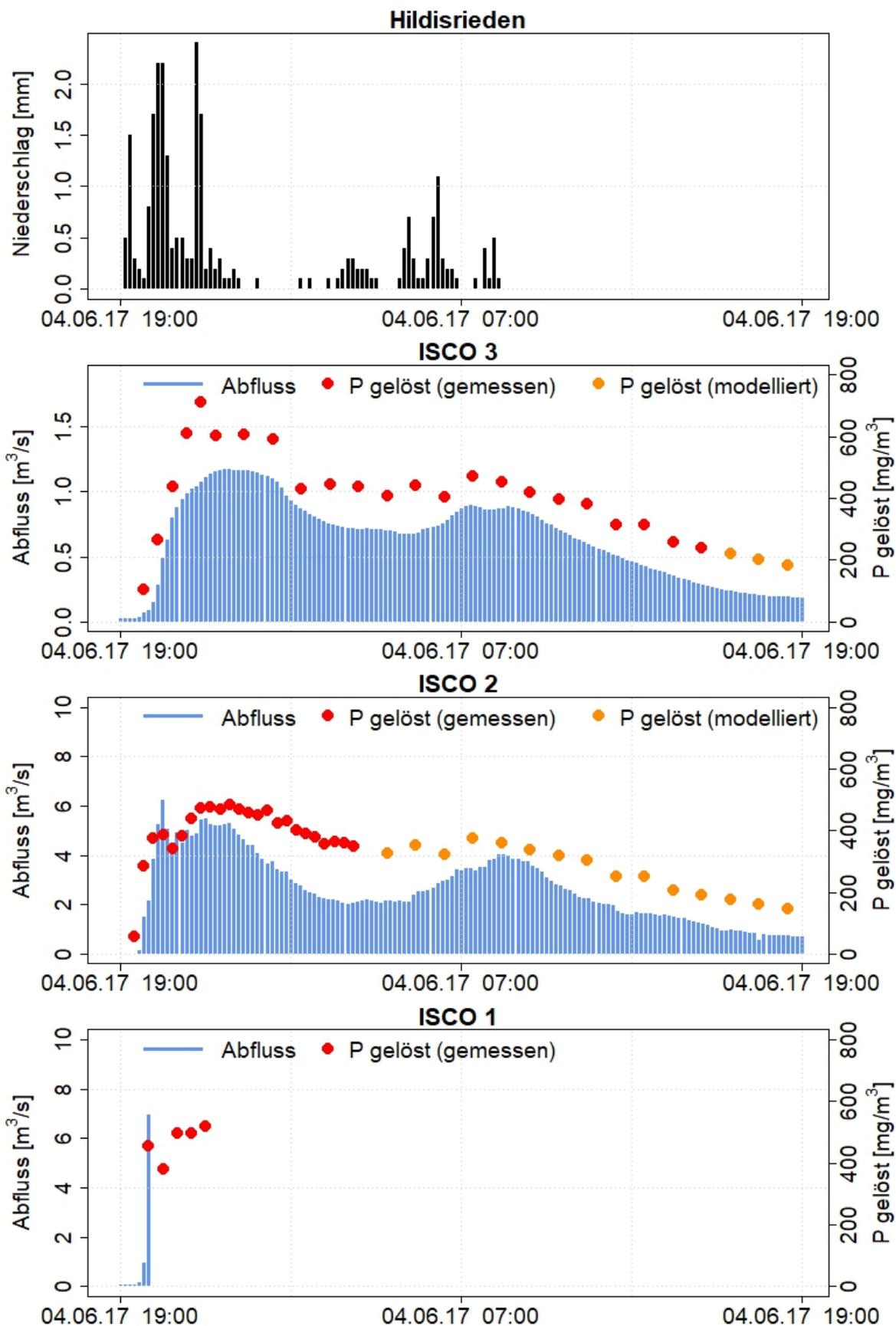


Abbildung XVIII: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 4 (04.06.2017).

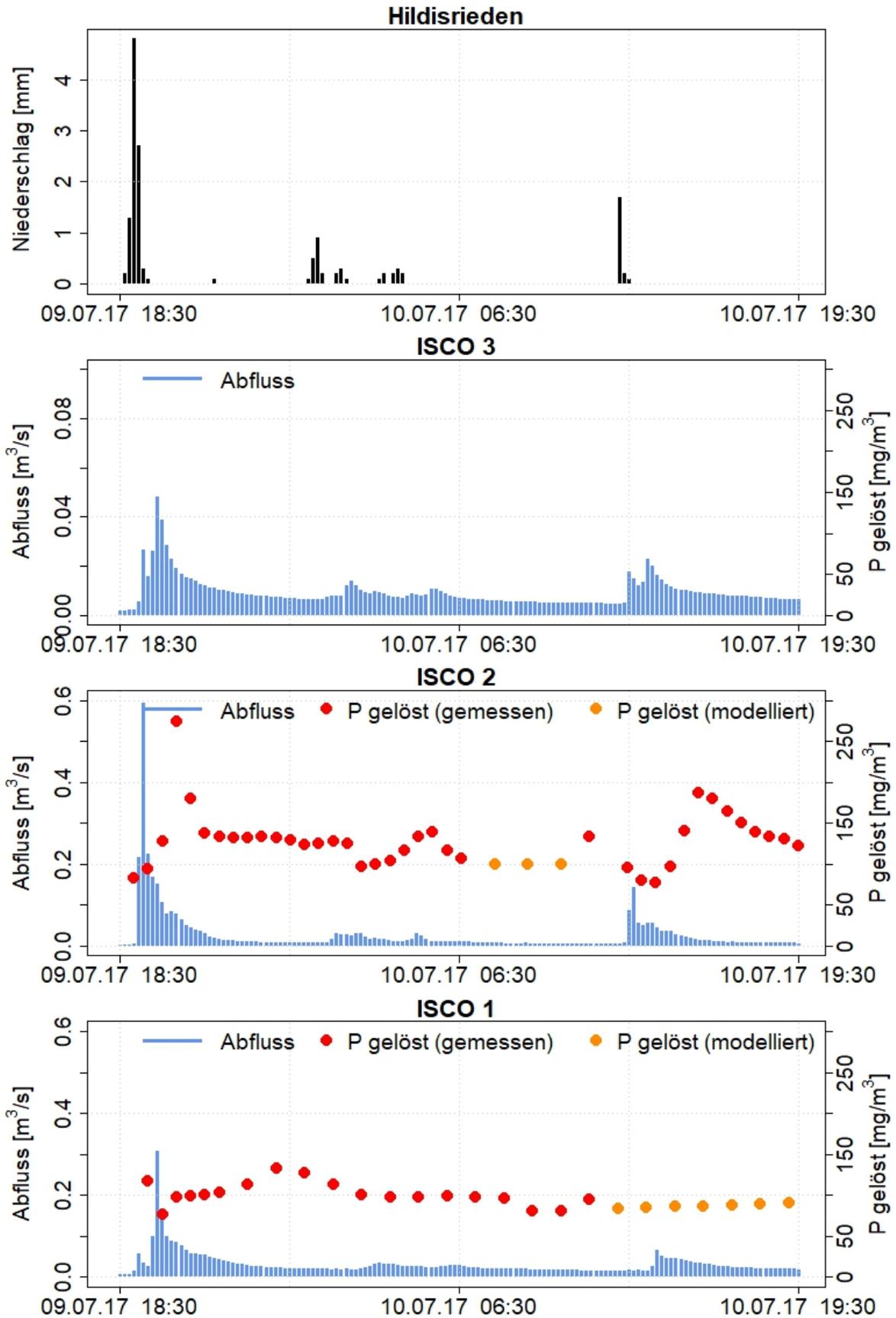


Abbildung XIX: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 5 (09.07.2017).

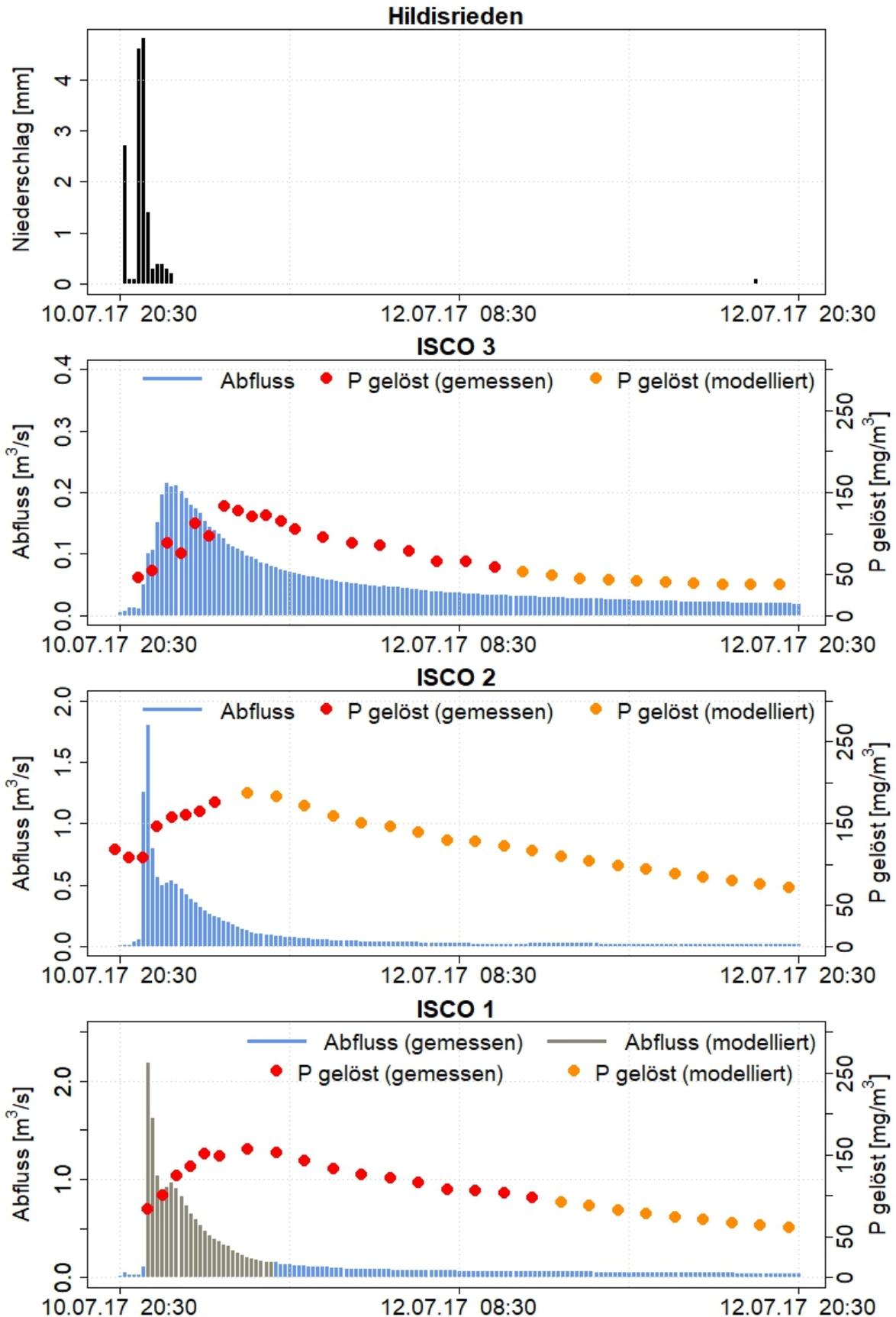


Abbildung XX: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 6 (10.07.2017).

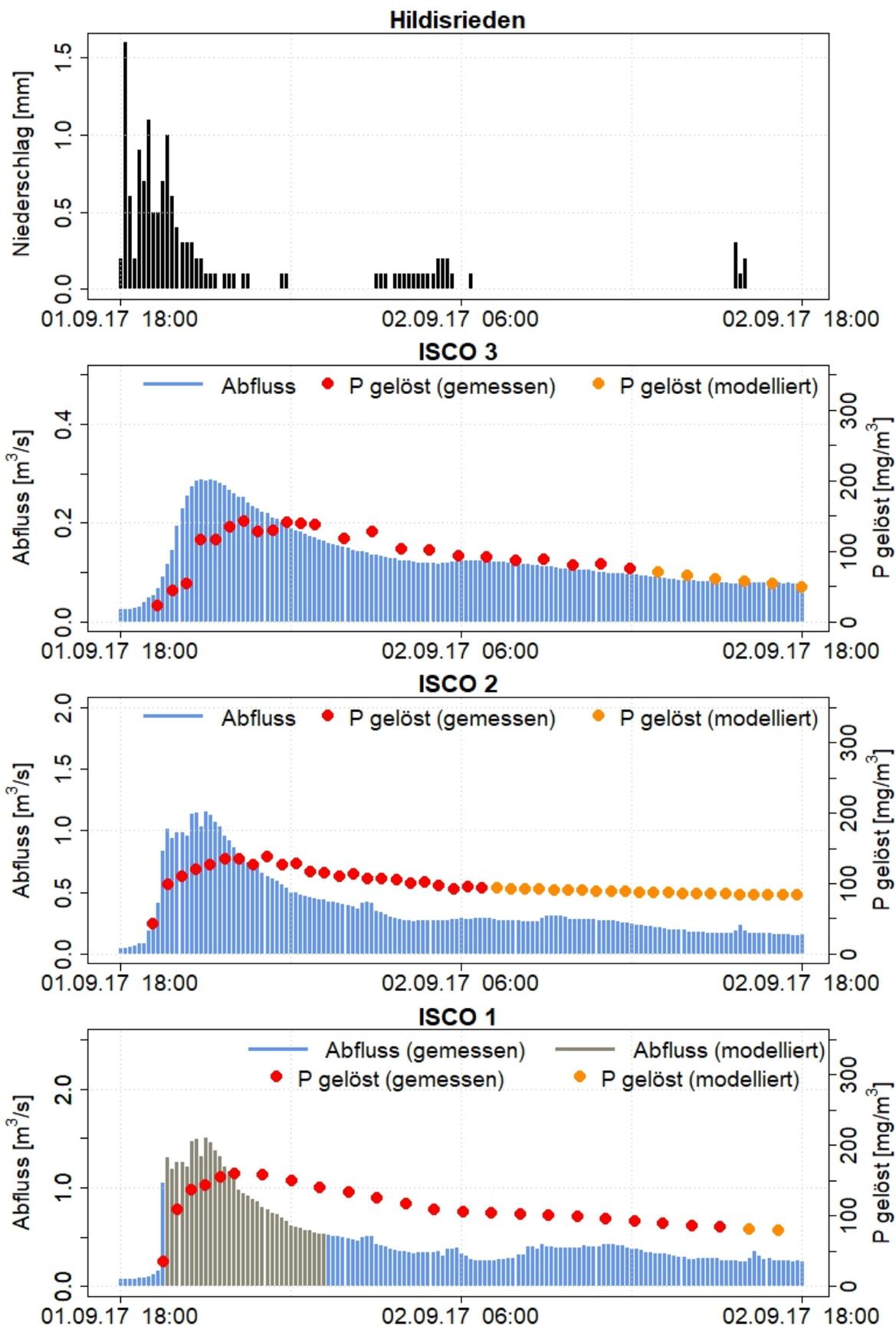


Abbildung XXI: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 7 (01.09.2017).

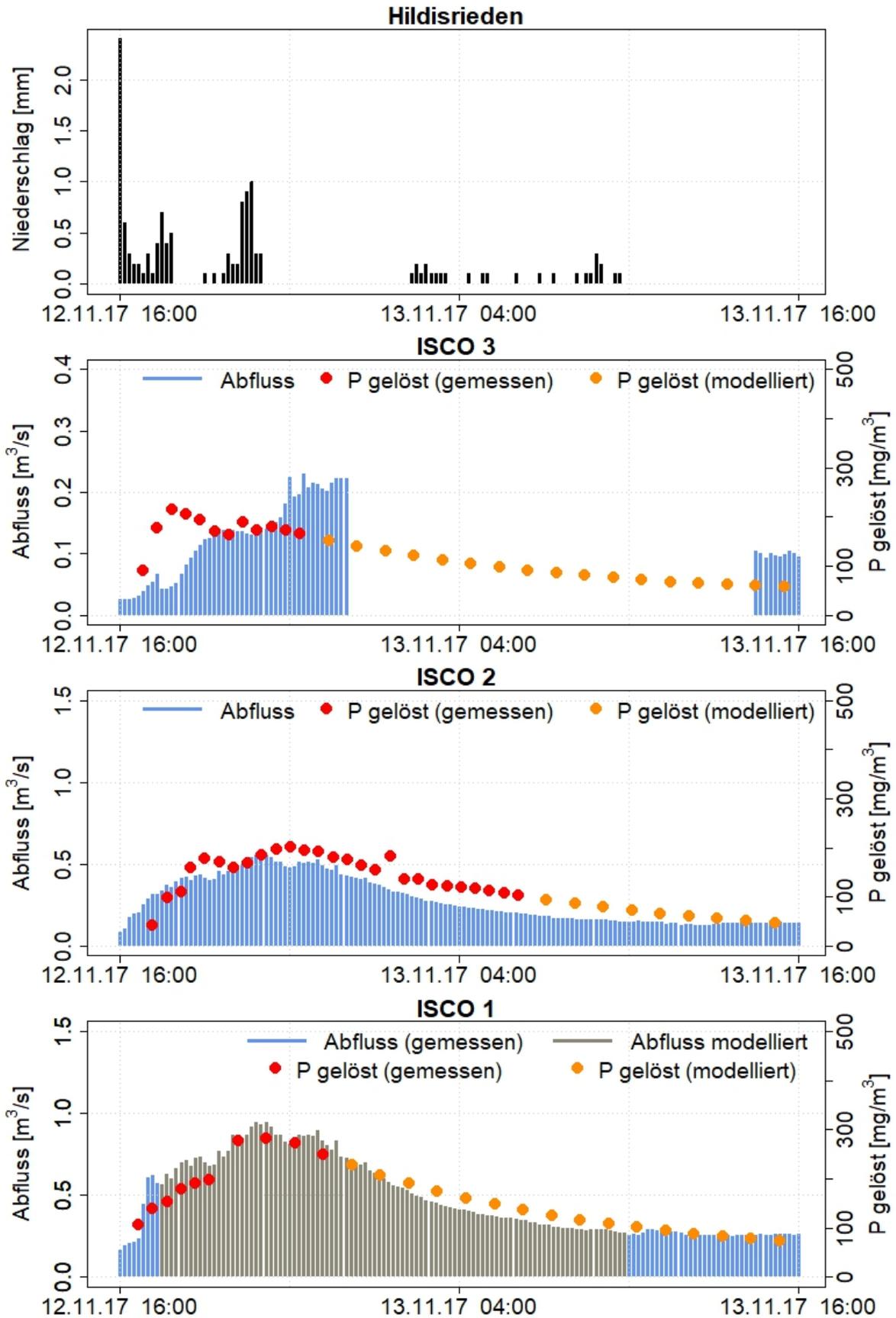


Abbildung XXII: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 8 (12.11.2017).

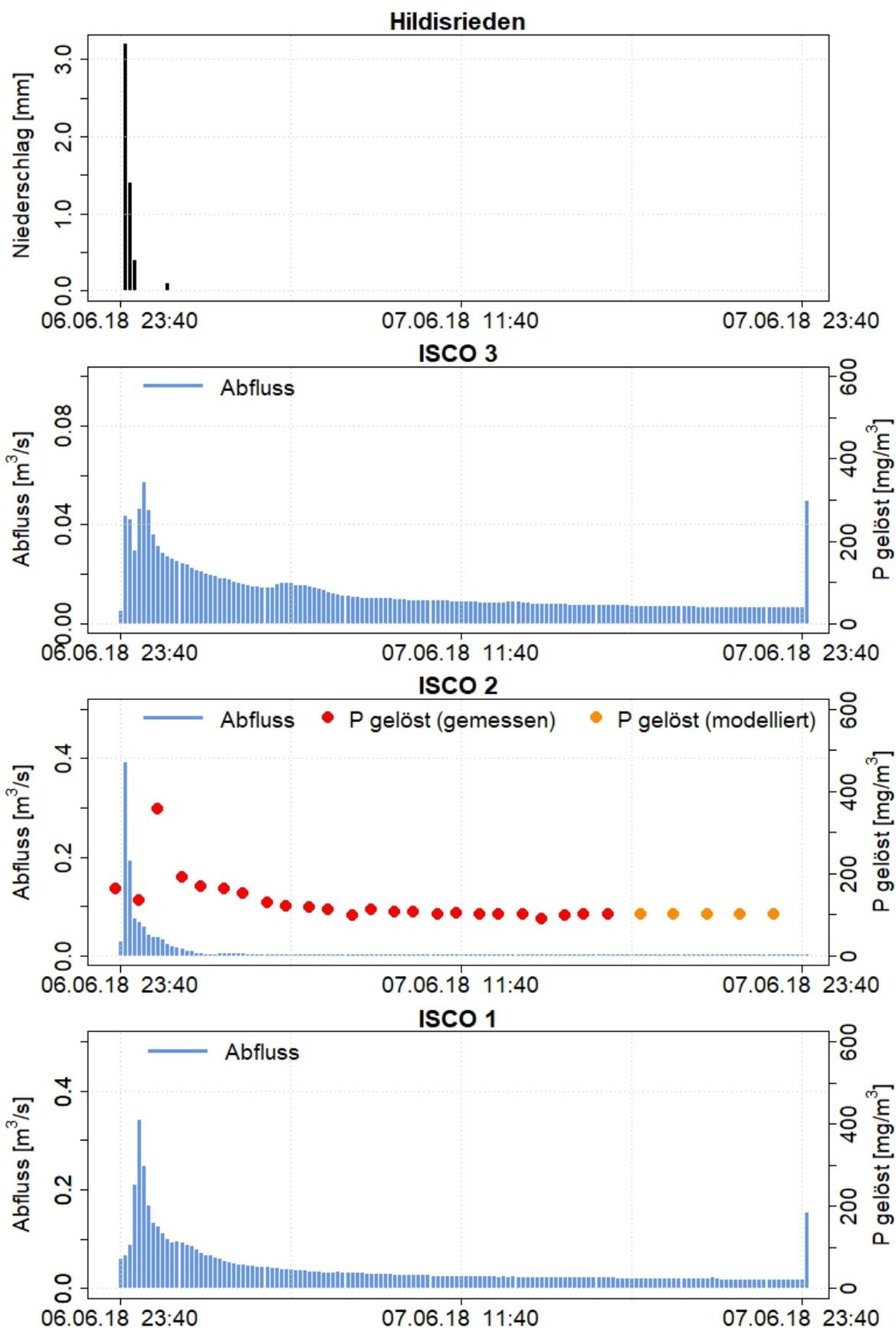


Abbildung XXIII: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 9 (06.06.2018).

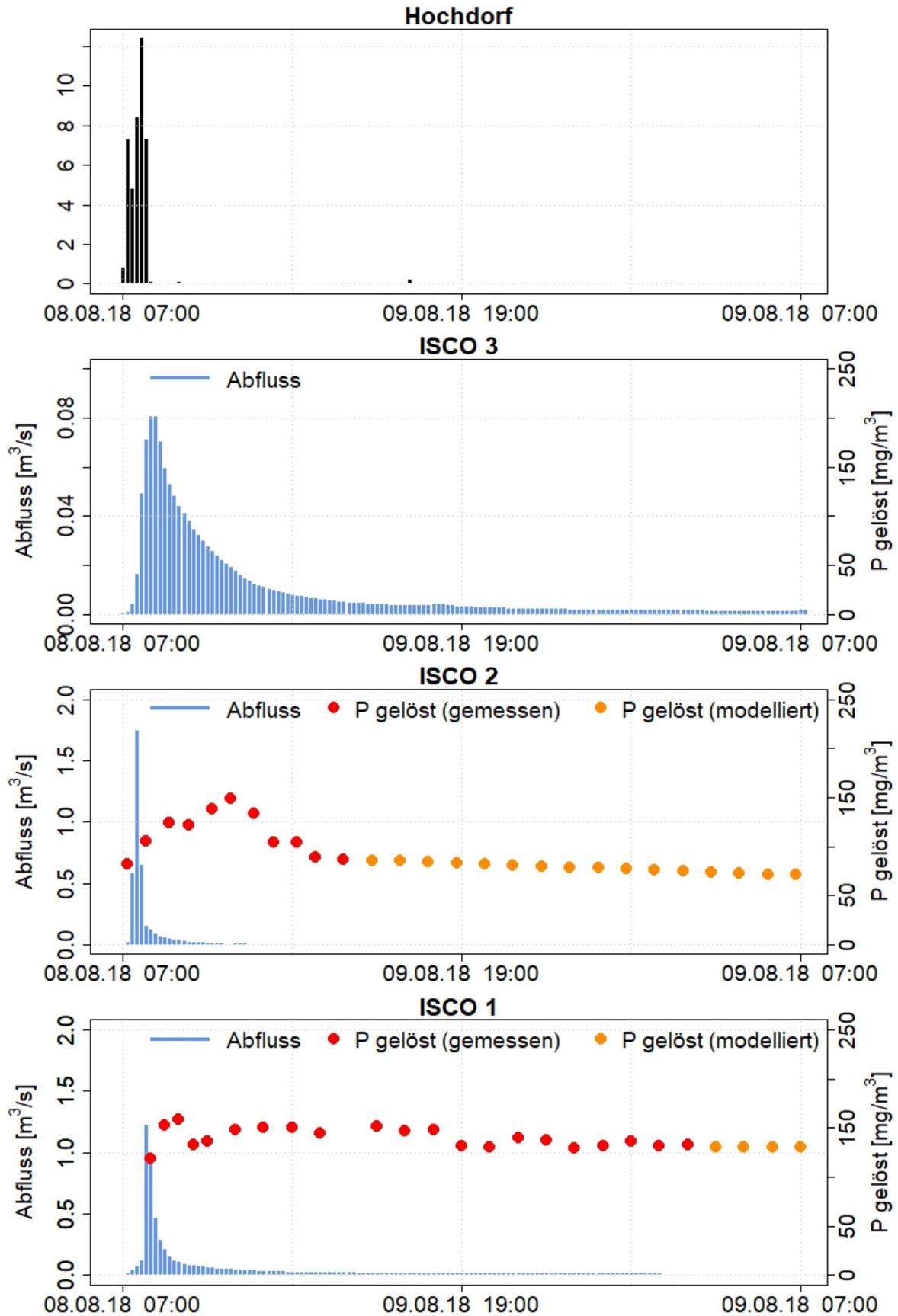


Abbildung XXIV: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 10 (08.08.2018).

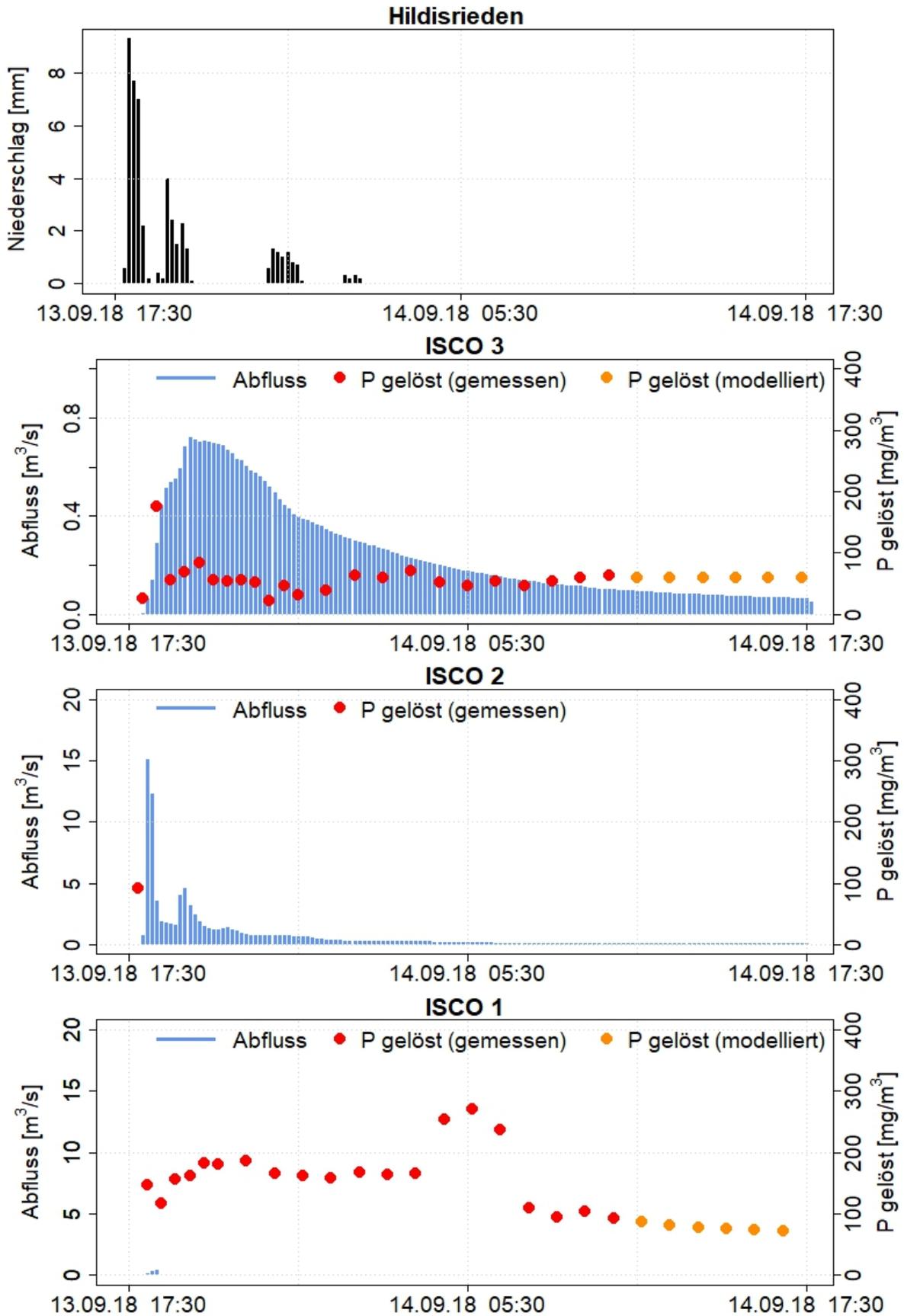


Abbildung XXV: Gemessener Niederschlag, sowie Abfluss und gemessenes/modelliertes gelöstes P an den automatischen Probennehmern ISCO 1, ISCO 2 und ISCO 3 bei Ereignis 11 (13.09.2018).

Anhang zu Kapitel 7

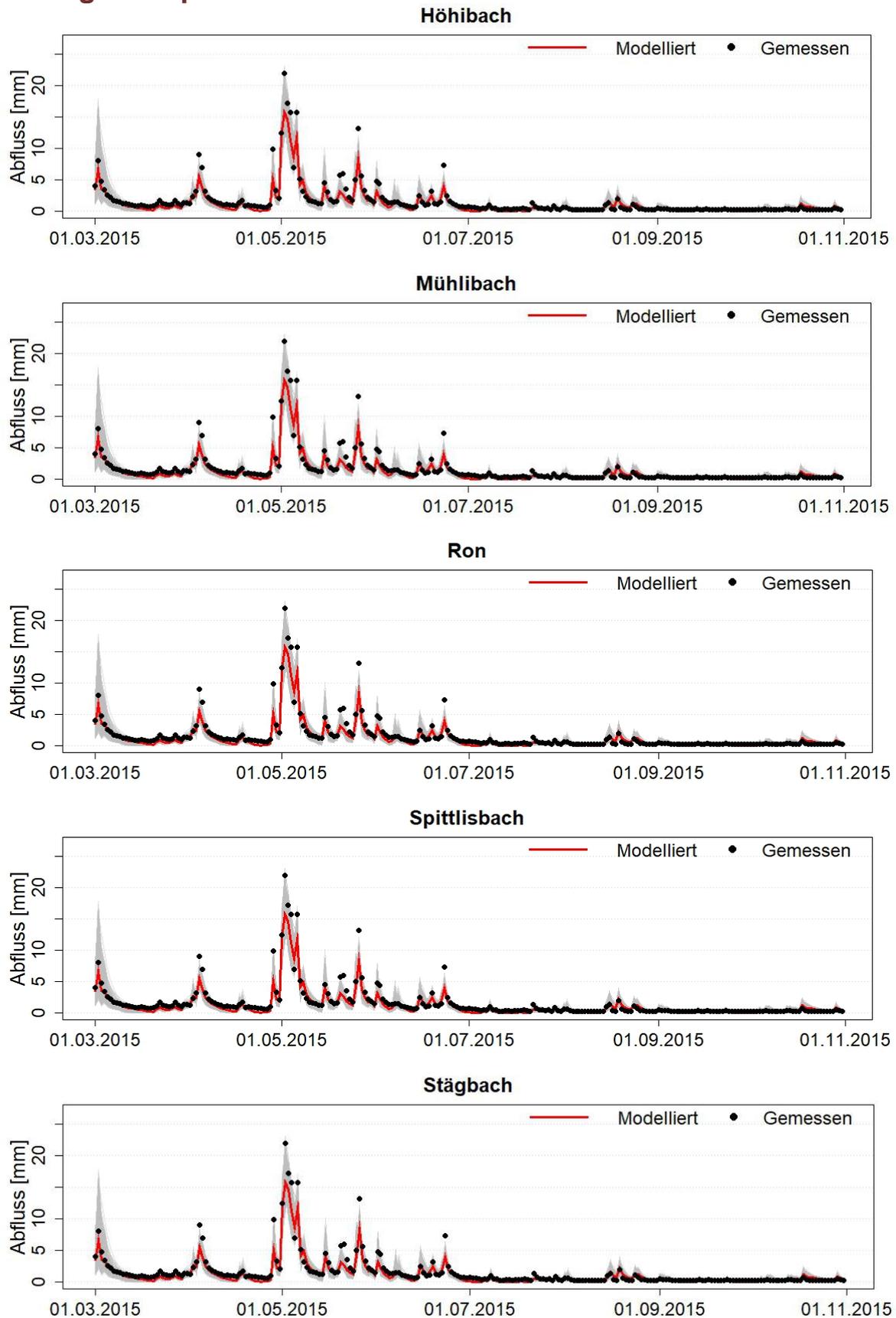


Abbildung XXVI: Gemessener und modellierter Abfluss von Höhibach, Mühlbach, Ron, Spittlisbach und Stägbach. Die 1'304 Modellläufe sind in grau abgebildet. Der Mittelwert aller Modellläufe ist in rot zu sehen.

Anhang zu Kapitel 9

Tabelle I: Tabelle mit Werten der P-Bilanz (Input-output P-balance) und P-Verfügbarkeit (E1min) aus Frossard et al. (2014) für die P-Abreicherungsmodellierung mit den berechneten Parametern a und b und dem Bestimmtheitsmass R^2 der exponentiellen Regression $y = a * e^{(b * x)}$

	Soil A1		Soil C1		Soil C3		Soil C5		Soil E5	
	Input-output P-Balance	E1min								
	[mg P / kg]									
Start	0	13,9	0	24,5	0	49,7	0	28,9	0	5,1
0P 1 cycle	-57,7	9,4	-56,1	18,8	-66,5	27,7	-56,9	23,0	-12,4	2,2
0P 2 cycle	-120,0	3,6	-139,0	10,4	-146,0	10,9	-139,0	9,7	-31,6	1,4
0P 3 cycle	-164,0	2,2	-218,0	10,5	-205,0	13,5	-204,0	10,3	-43,4	1,5
20P 1 cycle	-58,2	9,4	-46,7	17,5	-58,0	18,2	-36,0	19,3	-1,0	4,0
20P 2 cycle	-108,0	3,2	-116,0	12,6	-126,0	18,5	-80,5	18,2	-13,4	1,7
20P 3 cycle	-148,0	2,9	-179,0	11,2	-173,0	14,9	-130,0	13,1	-25,0	2,5
40P 1 cycle	-56,0	7,9	-34,2	21,2	-30,7	21,6	-19,2	20,1	10,7	5,3
40P 2 cycle	-95,2	3,6	-87,6	16,3	-75,4	24,1	-47,7	21,3	4,6	4,6
40P 3 cycle	-125,0	3,1	-139,0	14,1	-105,0	19,6	-79,0	15,5	-8,0	4,0
	<i>a = 15,37</i>		<i>a = 22,89</i>		<i>a = 33,96</i>		<i>a = 25,62</i>		<i>a = 3,96</i>	
	<i>b = 0,01</i>		<i>b = 0,00</i>		<i>b = 0,01</i>		<i>b = 0,01</i>		<i>b = 0,03</i>	
	<i>R² = 0,92</i>		<i>R² = 0,88</i>		<i>R² = 0,67</i>		<i>R² = 0,84</i>		<i>R² = 0,78</i>	

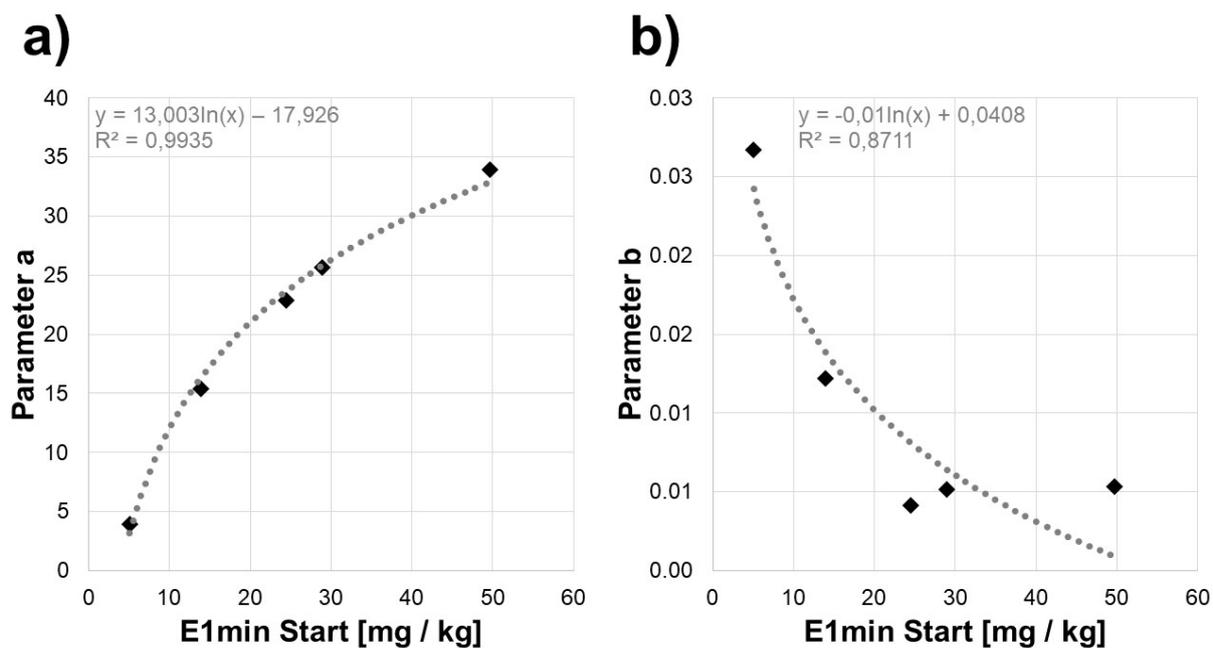


Abbildung XXVIII: Parameter a (a) und b (b) der exponentiellen Regression von P-Bilanz und P-Verfügbarkeit ($y = a * e^{(b * x)}$) in Beziehung zur anfänglichen P-Verfügbarkeit (E1min Start) mit Regressionsfunktion und Bestimmtheitsmass R^2 , Datengrundlage: Frossard et al. (2014).

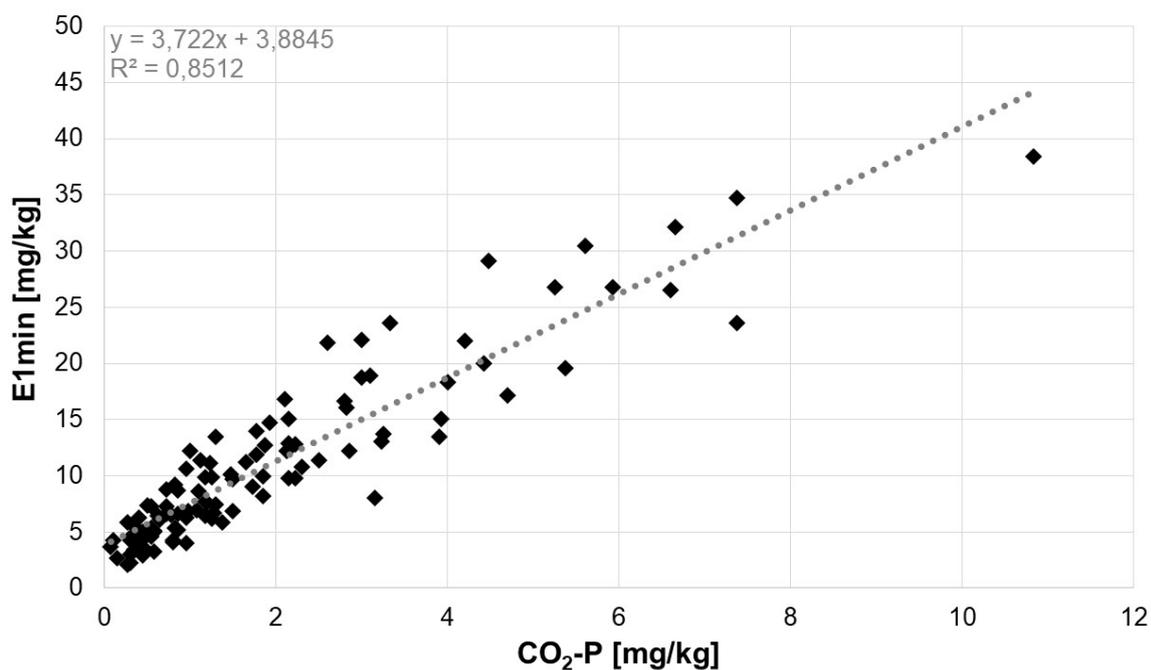


Abbildung XXIX: Korrelation von isotopisch in einer Minute austauschbarem P (E1min) und CO₂-extrahiertem P (CO₂-P) von Bodenproben aus dem Einzugsgebiet des Baldeggersees, mit linearer Regressionsfunktion und Bestimmtheitsmass R^2 , Datengrundlage: Schriftliche Mitteilung E. Frossard, ETHZ.