

Sanierungsziele Lauerzersee

P- Reduktionsziele zur Verbesserung der Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser des Lauerzersees während der Sommerstagnation unter Berücksichtigung von geogenem Methan.

Lorenz Jaun, Jürg Bloesch, Torsten Diem und Alfred Wüest

Kastanienbaum, April 2006



Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	2
1 Einleitung	4
1.1 Auftrag	4
1.2 Ausgangslage	5
2 Methodik	9
2.1 Vorgehen	9
2.2 Verknüpfung von Sauerstoffzehrung, biologischer Produktion und Phosphorinput	10
2.3 Methanmessungen und Isotopensignale.....	12
3 Anteil des geogenen Methans an der Sauerstoffzehrung	15
4 Notwendige P-Reduktion für ausgewählte Sanierungsziele	17
4.1 Zulässiger Phosphorinput zur Verhinderung des Sauerstoffdefizites	17
4.2 Zulässiger Phosphorinput zur Einhaltung der Sauerstoffkonzentration > 4 mg L ⁻¹ .	18
4.3 Sauerstoffinhalt bei einer Reduktion des Phosphorinputs um 22 %	19
4.4 Verlässlichkeit der Sanierungsziele	20
5 Besondere natürliche Verhältnisse des Lauerzersees	22
5.1 Sauerstoffkapazität des Hypolimnions und Durchflussrate	22
5.2 Eisbedeckung während der Frühlingszirkulation.....	23
5.3 Verlandung	23
5.4 Vergleichs-Seen in anderen Ländern	24
6 Weitere mögliche Sanierungsziele	26
6.1 Reduktion des Phosphorinputs bei einem hypothetischen natürlichen Zustand	26
6.2 Tolerable Verlandungsrate	26
6.3 Tolerierbare Flächenbelastung nach Vollenweider	27
6.4 Einhaltung des Status Quo	28
7 Erfolgskontrolle und laufendes Messprogramm	29
7.1 Beurteilung des laufenden Messprogrammes	29
7.2 Minimales Monitoring.....	29
7.3 Weitergehendes Monitoring.....	29
8 Diskussion der möglichen Sanierungsziele	31
9 Empfehlungen und Expertenfragen	33
9.1 Empfehlungen	33
9.2 Beantwortung der Expertenfragen	33
10 Literaturliste	34
11 Anhang	37
11.1 Expertenbefragung	37
11.2 Methan im Lauerzersees.....	37
11.3 Daten der Methanmessungen	43

Zusammenfassung

Der meso- bis eutrophe Lauerzersee weist während der Sommerschichtung ein nahezu sauerstoffloses Tiefenwasser mit einem ausgeprägten Sauerstoffdefizit auf. Der Phosphor als limitierender Faktor des Algenwachstums spielt für die Sauerstoffbedingungen eine zentrale Rolle. Nachdem die Punktquellen im Einzugsgebiet weitgehend saniert sind (Bau von Kläranlagen), ist die Landwirtschaft mit 72% der gewichtigste externe Nährstofflieferant. Deshalb wird durch das Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz eine Reduktion des Phosphorinputs durch Massnahmen in der Landwirtschaft nach Art. 62a des Gewässerschutzgesetzes angestrebt, da die minimale Sauerstoffkonzentration von 4 mg L^{-1} (gemäss Gewässerschutzverordnung) klar nicht eingehalten wird. Der vorliegende Bericht liefert Entscheidungsgrundlagen zu Massnahmen, die den Zustand des Lauerzersees weiter verbessern sollen. Dabei wird von einem „naturnahen“ Seezustand ausgegangen, der in der Praxis als realistisches generelles Sanierungsziel dienen kann. Zur Definition konkreter Sanierungsziele diente der Sommer 2004 als Vergleichszustand.

Die Ausgangslage und der See werden in Kapitel 1 beschrieben. Besondere Beachtung wird der Frage geschenkt, ob das durch aufsteigende Blasen ersichtliche Auftreten von geogenem Methan (aus dem Erdinneren) die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser wesentlich erhöht wird (Kapitel 2.3, 3, Anhang). Aufgrund eigener Messungen kommen wir zum Schluss, dass das geogene Methan für den Stoffhaushalt des Sees keine bedeutende Rolle spielt und die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser vorwiegend auf der Mineralisation von im Oberflächenwasser produziertem organischem Material beruht. Aufgrund der geringen Mächtigkeit des Tiefenwassers ist ein sauerstoffloses Tiefenwasser deshalb erklärbar. Der kleine, flache Lauerzersee stellt einen „Sonderfall“ mit besonderen natürlichen Verhältnissen dar, wie er in der Gewässerschutzverordnung berücksichtigt ist (Kapitel 1, 5), was durch den raschen Wasserdurchfluss und die starke Verlandungstendenz unterstrichen wird. Ein Vergleich mit anderen Seen ist nur bedingt möglich (Kapitel 5.4) Da klassische Ansätze (z.B. flächenspezifische Phosphor-Belastung nach Vollenweider) nicht greifen, wurde eine Abschätzung der biologischen Nettosystemproduktion, des dafür notwendigen Phosphorinputs und der dadurch bewirkten Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser durchgeführt (Kapitel 2.2).

Auf Grund dieser Berechnungen und anderer Ansätze wurden sechs ausgewählte Szenarien und Sanierungsziele für eine Reduktion der externen Phosphorzufuhr entwickelt und diskutiert (Kapitel 4, 6, 8). Die *Beibehaltung des Status Quo* und eine *externe P-Reduktion um 22 %* (entsprechend dem vorgegebenen Reduktionspotential der Landwirtschaft) bewirken keine markante Verbesserung des heutigen Seezustandes. Der bestehende Trend zur langsamen Abnahme des P-Inputs würde lediglich fortgesetzt. Dagegen scheinen die anspruchsvollen Szenarien „*Erreichen eines natürlichen Zustandes*“ und „*Einhaltung der Sauerstoff-Konzentration $> 4 \text{ mg L}^{-1}$* “ kaum realisierbar (schlechtes Kosten-Nutzen-Verhältnis). Die für Kleinseen mögliche Variante „*Einhaltung der tolerablen Verlandungsrate*“ mit Erosionsmassnahmen in der Landwirtschaft dürfte im Einzugsgebiet des Lauerzersees alleine kaum viel bringen, da die vorhandenen Ackerflächen zu klein sind.

Deshalb empfehlen wir die Variante „*Verhinderung des Sauerstoffdefizits im Tiefenwasser*“ (Kapitel 9). Damit werden eine Verringerung der sauerstoffarmen Zone, eine Verbesserung des Sauerstoffgehaltes im oberen Teil des Tiefenwassers und eine Vergrösserung des Lebensraumes für Fische und Bodenfauna in untieferen Wasserzonen erreicht.

Die für dieses Sanierungsziel notwendige Reduktion des Phosphorinputs liegt bei 34 %. Um dieses Ziel zu erreichen, sind nebst den Standardmassnahmen (insbesondere bedarfsgerechte Düngung und bauliche Vorgaben) zusätzliche strukturelle Massnahmen in der Landwirtschaft notwendig (Extensivierung der Bewirtschaftung, Reduktion der Futtermittelimporte und eine Verminderung der Düngegrossvieheinheiten DGVE). Zur Steigerung der Effizienz der angestrebten Sanierung sind insbesondere Massnahmen im nördlichen Einzugsgebiet sinnvoll, da eine Reduktion der Phosphorflächenbelastung auf das Niveau des südlichen Teileinzugsgebietes bereits ein Reduktionspotential von 30 % aufweist. Weil die landwirtschaftlichen Böden mit Phosphor angereichert sind, werden sich die Massnahmen in der Landwirtschaft nur verzögert auf den Lauerzersee auswirken.

Die Erfolgskontrolle der Massnahmen (Kapitel 7) sollte sich nach dem Aufwand für das ganze Sanierungsprojekt richten. Das jetzige Messprogramm im Lauerzersee ist ideal zur Verfolgung des Seegeschehens und kann ohne signifikanten Informationsverlust nicht reduziert werden. Als minimales Monitoring (lediglich zur Überwachung und Bilanzierung des Sauerstoffdefizits) werden jährlich drei Tiefenprofile der Sauerstoff- und Gesamphosphorkonzentrationen Anfang, Mitte und Ende der Sommerstagnation mit gleichzeitiger Bestimmung der reduzierten Verbindungen, der Wassertemperatur und der elektrischen Leitfähigkeit empfohlen. Bei weitergehenden Sanierungsmassnahmen sind umfassendere Untersuchungen im See und/oder im Einzugsgebiet angebracht.

1 Einleitung

Seit der Vorstudie „Integraler Gewässerschutz Lauerzersee und Einzugsgebiet“ der Eawag (Bloesch 1999) hat das Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz verschiedene Untersuchungen im See und im Einzugsgebiet durchführen lassen und Beratungen eingeholt. Die Frage nach dem quantitativen Sanierungsziel für den Lauerzersee blieb allerdings offen. Da die Landwirtschaft im Einzugsgebiet des Sees im Mittelpunkt steht, stellt sich insbesondere die Frage, ob zur Seesanieung Art. 62a GSchG über Massnahmen der Landwirtschaft (Verhinderung der Abschwemmung und Auswaschung von Stoffen) und damit verbundene Bundessubventionen zur Anwendung kommen können.

Art. 62a Massnahmen der Landwirtschaft

¹ Der Bund leistet im Rahmen der bewilligten Kredite Abgeltungen an Massnahmen der Landwirtschaft zur Verhinderung der Abschwemmung und Auswaschung von Stoffen, wenn:

- a. die Massnahmen zur Erfüllung der Anforderungen an die Wasserqualität der ober- und unterirdischen Gewässer erforderlich sind;
- b. der betreffende Kanton die Gebiete, in denen die Massnahmen erforderlich sind, bezeichnet und die vorgesehenen Massnahmen aufeinander abgestimmt hat;
- c. die Massnahmen wirtschaftlich nicht tragbar sind.

² Der Bundesrat legt die Abgeltungen fest. Diese betragen höchstens 80 Prozent der anrechenbaren Kosten.

³ ...

⁴ ...

(GschG vom 24. Januar 1991, Stand August 2005).

1.1 Auftrag

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz (Schreiben vom 29. März 2005, Vertrag vom 9./13. Juni 2005) erstellt. Mittels einer Literaturstudie, Expertenbefragungen und Felduntersuchungen soll ein realistisches Sanierungsziel für den Lauerzersee definiert werden, das einen naturnahen Referenzzustand als Basis hat. Massnahmen zur Erreichung dieses Zielzustandes werden vorgeschlagen und bewertet. Die Eignung des laufenden Messprogrammes für die Erfolgskontrolle dieser Massnahmen wird beurteilt. Damit soll dem Kanton eine fundierte Entscheidungsfindung ermöglicht werden.

Insbesondere sollen folgende Fragen nach Rücksprache mit Experten beantwortet werden.

- a) Was ist der natürliche bzw. naturnahe Trophiezustand des Lauerzersees (mit seinen hydrologischen und morphologischen Besonderheiten)? Dabei soll ein natürlicher Referenzzustand ohne Einwirkung des Menschen definiert werden. Zudem soll anhand von Erfahrungen mit vergleichbaren Seen/Einzugsgebieten ein naturnaher Trophiezustand festgelegt werden, der in der Praxis als Zielzustand verwendet werden kann.
- b) Ist es denkbar, dass die Sauerstoffzehrung hauptsächlich durch geogen freigesetztes Methan im See bedingt sein kann oder sind die Faktoren Mineralisation von organischer

- Substanz aus der Bioproduktion im See und allochthonem Material wohl eher dafür verantwortlich?
- c) Wie können die quantitativen Sanierungsziele für einen natürlichen / naturnahen Zustand definiert werden?
- d) Welche Massnahmen sind nötig, um einerseits dem Gewässerschutzgesetz Genüge zu tun und andererseits die in c) definierten Ziele zu erreichen?
- e) Kann das laufende Messprogramm, um eine Erfolgskontrolle der Massnahmen zu gewährleisten, um gewisse Parameter reduziert werden die zur Erreichung der definierten Ziele nicht absolut nötig sind? Falls möglich, sollen Änderungsvorschläge gemacht werden.

1.2 Ausgangslage

Lauerzersee

Der meso- bis eutrophe Lauerzersee liegt in der Zentralschweiz etwa 23 km östlich von Luzern. Die morphologischen Daten können aus Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 1: Grunddaten Lauerzersee

Parameter	Wert	Einheit	Quelle
Wasserstand	447	m ü.M.	BPP 2002
Seevolumen	23	Mio m ³	
Epilimnion (0 - 5 m Seetiefe)	13.7	Mio m ³	Moosmann & Wüest 2004
Hypolimnion (5 - 13 m Seetiefe)	9.8	Mio m ³	Moosmann & Wüest 2004
Seefläche	3.07	km ²	
Grenzfläche Hypo- Epilimnion	2.31	km ²	Moosmann & Wüest 2004
Mittlere Tiefe	6	m	Odermatt 1970
Maximale Tiefe	13	m	Lambert & Pfeiffer 1990
Mittlerer Zufluss	3	m ³ s ⁻¹	Lambert & Pfeiffer 1990
Hydraulische Aufenthaltszeit	72	d	Lambert & Pfeiffer 1990
Fläche des Einzugsgebietes	70	km ²	EBP 2004
davon landwirtschaftliche Nutzfläche	50	%	Bloesch 1999, EBP 2004

Aufgrund der saisonalen Mischungsdynamik ist der See dem dimiktisch - holomiktischen Typ mit einer Zirkulation im Herbst und einer fakultativen Zirkulation im Frühling zuzuordnen. Im Frühjahr 2005 zum Beispiel verhinderte eine lang andauernde Eisbedeckung mit einer schnellen Erwärmung nach Auftauen des Eises die Durchmischung der Wassersäule (AquaPlus 2006). Der Seespiegel weist Schwankungen des Wasserstandes von bis zu 2.3 m auf (Lambert & Pfeiffer 1990). Der Hauptzufluss, die Steiner Aa, fliesst ins Westbecken und führt mit einem Einzugsgebiet von 27 km² (38 % des Gesamteinzugsgebietes) einen grossen Teil der Stofffrachten (Nährstoffe und Feststoffe) in den See (BBP 2002). Das tiefere Ostbecken ist vom flacheren Westbecken durch eine Schwellenzone getrennt. Die Zusammensetzung der Fischarten ist charakteristisch für einen uniefen meso- bis eutrophen See mit ausgedehnten Flachwasserzonen im Westbecken und Deltabereich der Steiner Aa (Bloesch 1999, BPP 2002). Der allgemeine Gewässerzustand und die Nutzung des Lauerzersees für Tourismus und Sportfischerei sind in Bloesch (1999) zusammengefasst. Das steile Einzugsgebiet weist eine durchschnittliche jährliche Flächenerosionsrate von rund 0.2 mm auf, was zu einer hohen Gesamtfeststofffracht aller Zuflüsse von 19'000 m³ führt (Lambert & Pfeiffer 1990). Dadurch wächst das Sediment im See jährlich um ungefähr 0.4 – 2.3 cm an (Lambert & Pfeiffer 1990; AquaPlus 2002), was insbesondere im Deltabereich der Steiner Aa zu einer zunehmenden Verlandung führt. Die weitere Lebenserwartung des Lauerzersees beträgt aufgrund der Verlandung ungefähr 1'000 Jahre.

Sichttiefe und Trübung

Die Sichttiefe des Lauerzersees beträgt im Sommer ungefähr 1.5 m. Diese kann bei Klarwasserstadien auf 3.5 bis 5 m ansteigen und bei Hochwasser auf 0.3 m abnehmen (AquaPlus 2005, 2006). Die Reduktion des Lichtes mit zunehmender Seetiefe ist auf folgende optisch aktive Substanzen zurückzuführen:

- suspendiertes partikuläres anorganisches Material
- suspendiertes partikuläres organisches Material (Detritus)
- gelöste Gelbstoffe (insbesondere Huminstoffe)
- Phytoplankton.

Die Lichtdurchlässigkeit ist also durch allochthone Prozesse (Zuflüsse) und autochthone Prozesse (Sedimentresuspension, biologische Vorgänge) bedingt. Die starke Herabsetzung der Lichtverfügbarkeit für das Phytoplankton durch suspendiertes Material könnte die Primärproduktion mindestens zeitweise begrenzen. Die Trübung im Lauerzersee ist insbesondere auf den Partikeleintrag der Zuflüsse und Sedimentresuspension in den Flachwasserzonen zurückzuführen und beträgt zwischen 3 NTU im Winter und 65 NTU nach Hochwassern (AquaPlus 2005, 2006).

Externe Phosphorbelastung

Aus dem Einzugsgebiet werden dem Lauerzersee grosse Mengen an Phosphor zugeführt, der die biologische Produktion limitiert. Unterschieden wird dabei zwischen dem totalen Phosphor P_{tot} und dem gelösten, für das Phytoplankton verfügbare Phosphor P_{bio} . Nebst der externen P-Zufuhr muss auch die interne P-Rücklösung aus den Sedimenten im Seehaushalt berücksichtigt werden (siehe Kapitel 2.2 und 4.4). Aus dem Einzugsgebiet werden dem Lauerzersee jährlich 5.9 t P_{tot} aus diffusen Quellen (Landwirtschaft, natürliche Hintergrundlast, Erosion, usw.) zugeführt (Abschätzung mittels eines GIS-Modells, EBP 2004), 72 % davon aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (EBP 2004).

Tabelle 2: Phosphorbelastung

Parameter	Wert	Einheit	Quelle
Input Gesamtphosphor	5.9	t P_{tot} a ⁻¹	EBP 2004
Diffuse Phosphorbelastung	3.4	t P_{bio} a ⁻¹	EBP 2004
Phosphorbelastung aus Punktquellen	0.1	t P_{bio} a ⁻¹	Moosmann & Wüest 2004
Konzentration Frühlingszirkulation	13 - 18	mg P_{tot} m ⁻³	AquaPlus 2005
Mittlere Jahreskonzentration	ca. 30	mg P_{tot} m ⁻³	Daten AquaPlus 2005

Ein bedeutender Anteil von ungefähr 3.4 t P_{bio} a⁻¹ ist nach EBP (2004) in gelöster Form und somit für das Phytoplankton grundsätzlich verfügbar. Die punktuellen Phosphorbelastungen (Kläranlage Sattel) werden auf 0.1 t P_{bio} a⁻¹ beziffert (Moosmann & Wüest 2004). Der Anteil der Landwirtschaft am Eintrag von P_{bio} ist eher höher als von P_{tot} mit 72 %, da die Phosphorbelastung aus der Landwirtschaft verglichen mit der natürlichen Hintergrundlast proportional zu einem höheren Anteil aus bioverfügbarem Phosphor besteht (V. Prasuhn, mündl. Mitteilung). Deshalb möchte der Kanton Schwyz eine Sanierung des Lauerzersees mittels Massnahmen in der Landwirtschaft gemäss Artikel 62a des Gewässerschutzgesetzes GSchG (1991) vornehmen.

Mittels einer Methode des Amtes für Umweltschutz des Kantons Luzern wurde ein Reduktionspotential des Inputs an bioverfügbarem Phosphor von etwa 22 % durch Massnahmen in der Landwirtschaft abgeschätzt (Peter & Erdiakoff 2004). Für dieses Reduktionspotential wurde im genannten Bericht davon ausgegangen, dass 80 % der landwirtschaftlichen Betriebe einen so genannten Seevertrag nach dem Muster des Kantons Luzern abschliessen, der im Wesentlichen bedarfsgerechte Düngung und bauliche Vorgaben

als Anforderungen enthält. Die mittlere Jahreskonzentration des Gesamtphosphors im See ändert sich ungefähr proportional mit dem Phosphorinput und wird theoretisch innerhalb weniger Monate erreicht (Moosmann & Wüest 2004). Dabei ist aber zu beachten, dass die Böden ein Langzeitreservoir für Phosphor darstellen und es mehrere Jahre dauern wird, die Nährstoffvorräte abzubauen (Bloesch 1999). Die Reduktion des P-Inputs wird sich also erst nach einer gewissen Zeit in einer ähnlichen Verringerung der Gesamtphosphorkonzentrationen im See zeigen. Die relativ hohen Konzentrationen im Jahresverlauf dürften darauf zurückzuführen sein, dass durch die kurze hydraulische Aufenthaltszeit ständig Nährstoffe nachgeliefert werden, insbesondere auch während der produktiven Zeit (AquaPlus 2005). Es fehlen aber systematische Zuflussuntersuchungen und Rücklösungsdaten aus dem Sediment, die eine genauere Bestimmung der externen und internen Nährstofffrachten ermöglichen würden.

Zur Bestimmung der heutigen Nährstoffsituation und der trophiebestimmenden Prozesse werden durch AquaPlus seit September 2003 monatliche Probenahmen an der tiefsten Stelle des Sees im Ostbecken durchgeführt (AquaPlus 2005, 2006). Die Phosphorkonzentration während der Frühlingszirkulation (siehe Tabelle 2) liegt unter den Maximalwerten von $30 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$ für mesotrophe Bedingungen nach OECD (1980) und sogar unter dem Zielwert von $20 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$ nach BUWAL (1998). Die mittlere Jahreskonzentration ist dagegen im Bereich des erstgenannten Zielwertes.

Sauerstoff und Sauerstoffzehrung

Tritt im Frühling eine genügend lange Vollzirkulation auf, wird Sauerstoff in das ganze Wasservolumen eingetragen und somit auch dem Hypolimnion zugeführt. Dies führte Ende März 2004 zu einem Sauerstoffinhalt im Tiefenwasser des Lauerzersees von 103 t O_2 . Im Jahr 2005 verhinderte eine lang andauernde Eisbedeckung die Frühlingszirkulation, so dass im Tiefenwasser zu Sommerbeginn der Sauerstoffinhalt mit 50 t O_2 deutlich tiefer war. Während der Sommerstagnation wird der Sauerstoff im Tiefenwasser gezehrt. Im Sommer 2004 wurde eine Zehrung von $1'200 \text{ kg O}_2 \text{ d}^{-1}$ (im Sommer 2005: $850 \text{ kg O}_2 \text{ d}^{-1}$) im Hypolimnion bestimmt, die durch das Auftreten von reduzierten Verbindungen ein Sauerstoffdefizit von -80 t O_2 -Äquivalenten zur Folge hatte (AquaPlus 2005). Die minimalen Sauerstoffkonzentrationen von 4 mg L^{-1} nach GSchV (1998) werden deshalb im heutigen Zustand während der Sommerstagnation nicht eingehalten. Konzentrationen von 4 mg L^{-1} wurden 2004 und 2005 in den Monaten Juli, August und September erst oberhalb von 4 m Seetiefe gemessen (AquaPlus 2005, 2006). Es ist aber zu beachten, dass durch Hochwasserereignisse kurzfristig Sauerstoff ins Tiefenwasser eingemischt wird (AquaPlus, 2005, 2006).

Trophieentwicklung und Sauerstoffbedingungen in den 1960er Jahren

Anhand einer Untersuchung der im Sediment eingelagerten Kieselalgen wurde rekonstruiert, dass sich der Lauerzersee heute aus dem hocheutrophen Zustand der 1970/80er Jahre wieder einem mesotrophen Zustand, ähnlich wie in den 1960er Jahren, angenähert hat (AquaPlus 2002). Die Rekonstruktion des Trophiegrades mittels Kieselalgen auf weiter zurückliegende Jahre konnte nicht durchgeführt werden, da im unteren Teil des entnommenen Sedimentkernes nur sehr wenige Kieselalgeschalen gefunden wurden (AquaPlus 2006a). Dies dürfte auf der diagenetischen Auflösung der Kieselschalen beruhen und nicht auf einer damaligen Absenz von Kieselalgen.

Die Sauerstoffmessungen von Odermatt (1970) zeigten in den Jahren 1965/66 während der Monate August und September nahezu sauerstofflose Zonen ab 6 m Seetiefe. Nach Thomas (1949, in AquaPlus 2002) enthielt der Lauerzersee auch Anfang Oktober 1947 unterhalb von 7 m Seetiefe keinen Sauerstoff mehr. Die von AquaPlus (2005) festgestellte Änderung in der Sedimentfärbung deutet darauf hin, dass die Sauerstoffzehrung beziehungsweise das

Sauerstoffdefizit im Hypolimnion in den 1960er Jahren nicht so stark ausgeprägt waren und das Sediment in den 1970er und 1980er Jahren stärker mit organischem Material belastet war.

Geogenes Methan im Lauerzersee

Die Schwyzer Naturforschende Gesellschaft (Gasser 2003) berichtet von lokalen Methanaufstößen im Lauerzersee nordöstlich der Insel Schwanau über einer geologischen Schwellenzone. Aufgrund des geologischen Untergrundes wird geogenes Methan mit einer abgeschätzten, austretenden Gasmenge von $1'000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ vermutet (Büchi & Amberg 1983). Methanaufstöße sind entlang einer „Bruchzone“, die vom Lungernsee über den Sarnersee und Alpnachersee bis hin zum Lauerzersee führt, festgestellt worden (Bossard & Gächter 1981, Büchi & Amberg 1983). Eine mögliche Auswirkung auf die Sauerstoffzehrung während der Sommerstagnation ist daher denkbar.

Einfluss der Sauerstoffbedingungen auf Benthos und Fische

Bezüglich der negativen Auswirkungen des Sauerstoffdefizites auf das Ökosystem ist das Fehlen der Benthosfauna im Profundal zu nennen. Die Zusammensetzung der Fischarten ist charakteristisch für einen untiefen meso- bis eutrophen See mit ausgedehnten Flachwasserzonen im Westbecken und Deltabereich der Steiner Aa (Bloesch 1999, BPP 2002). Für die vorherrschenden Fischarten (Hecht, Egli und Zander) wird aufgrund der Sauerstoffbedingungen weder eine Einschränkung in der Verlaichung noch im Lebensraum erwartet (F.J. Dettling, pers. Mitteilung, BPP 2002). Die Cypriniden (Brachsmen, Rotaugen, Karpfen, Schleie usw.) werden zwar im Sommer durch den fehlenden Sauerstoff im Hypolimnion auf einen massiv kleineren und unerwünscht warmen Lebensraum im Oberflächenwasser eingeschränkt, bis heute sind aber im Gegensatz zu anderen Seen keine Fischsterben aufgetreten und die Fangerträge werden, abgesehen von normalen Schwankungen, als gut eingestuft (F.J. Dettling, pers. Mitteilung, Bloesch 1999). Odermatt (1970) berichtet, dass in den 1940er Jahren noch mehr Forellen und Felchen gefangen wurden. Aufgrund der Charakteristiken des Lauerzersee werden heute insbesondere nicht mehr Felchen erwartet, da neben der Verlaichung, die aufgrund des fehlenden Sauerstoffes nur an wenigen sandig, kiesigen Stellen im Flachwasserbereich möglich ist, auch der Lebensraum im untiefen und warmen Wasser nicht optimal für Felchen ist (F.J. Dettling, pers. Mitteilung). Eine Vergrößerung des Lebensraumes für Bodenfauna und Fische ist aber erstrebenswert.

2 Methodik

2.1 Vorgehen

Neben der Diskussion unter den Autoren und der Literaturrecherchen wurden Experten zu den Themen Phosphor in der Landwirtschaft und Gewässern, Fischerei, geogenes Methan und Gewässersanierungen befragt (siehe Anhang 11.1). An dieser Stelle sei allen Beteiligten für ihren wertvollen Input zur Studie bestens gedankt.

Zur Bestimmung des Ist-Zustandes wird aus der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion nach AquaPlus (2005) die Nettosystemproduktion während der Sommerstagnation abgeschätzt. Das Jahr 2004 wird als Vergleichsbasis verwendet, da im Jahr 2005 durch die lange Eisbedeckung im Frühjahr und durch das Hochwasser im August aussergewöhnliche Bedingungen herrschten. Die Abschätzung der Nettosystemproduktion wird mit der Nettosedimentation des Gesamtphosphors verglichen.

Da geogenes Methan zusätzlich zur Sauerstoffzehrung im Lauerzersee beitragen könnte, werden in einem Zwischenkapitel die Methanmessungen in der Wassersäule und im Sediment des Lauerzersees vorgestellt und ein möglicher Einfluss von geogenem Methan auf die Sauerstoffzehrung abgeschätzt.

In einem nächsten Schritt werden für mögliche Sanierungsziele die notwendigen Reduktionen des Inputs an bioverfügbarem Phosphor relativ zum Vergleichsjahr 2004 bestimmt. Die Sanierungsziele orientieren sich dabei am Sauerstoff im Hypolimnion während der Sommerstagnation.

Da die Sauerstoffbedingungen durch besondere natürliche Verhältnisse des Lauerzersees beeinflusst werden, wird in einem dritten Teil die Relevanz der morphologischen, hydrologischen Parameter auf die biologische Produktion und Sauerstoffzehrung aufgezeigt und mittels eines Vergleichs mit anderen Seen in einen grösseren Zusammenhang gestellt.

Da der Sauerstoff ein eher statisches Kriterium für ein dynamisches System wie den Lauerzersee darstellt, soll als mögliches Sanierungsziel auch das Konzept der tolerablen Verlandungsrate berücksichtigt werden. Die Beibehaltung des Status Quo als Minimalziel und das theoretische Maximalziel des natürlichen Zustandes werden ebenfalls einbezogen.

Für die realistischen Sanierungsszenarien werden schlussendlich die notwendigen Massnahmen und ein Konzept für eine Erfolgskontrolle der Massnahmen umschrieben.

2.2 Verknüpfung von Sauerstoffzehrung, biologischer Produktion und Phosphorinput

Die Sedimentation von organischem Material aus dem Epilimnion ist verbunden mit einer Sauerstoffzehrung und dem Auftreten von reduzierten Verbindungen im Hypolimnion, da die Sauerstoffkapazität durch die geringe Mächtigkeit des Hypolimnions zu klein ist, um das organische Material ausschliesslich aerob zu mineralisieren. Aus der Sauerstoffzehrung kann über die Nettosystemproduktion die Menge des biologisch umgesetzten Phosphors abgeschätzt werden.

Sauerstoffverbrauch und Nettosystemproduktion

Aus der Zehrung von Sauerstoff (O_2) im Hypolimnion kann die Nettosystemproduktion als Menge organischen Kohlenstoffes (C_{org}) abgeschätzt werden, die während der Sommerstagnation aus dem Epilimnion ins Hypolimnion gelangt.

Dies ist während der Sommerstagnation unter folgenden Annahmen möglich:

- *Der Input von Sauerstoff ins Hypolimnion durch die Zuflüsse entspricht ungefähr der Sauerstoffzehrung durch die Einschwemmung von allochthonem organischem Material ins Hypolimnion* ^(a)
- *Mittlerer diffusiver Sauerstofffluss vom Epi- ins Hypolimnion: $0.14 \text{ g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$* ^(b)
- *Redfield Stöchiometrie (1 Tonne $O_2 \approx 0.288$ Tonnen C_{org})*
- *kein Einfluss von geogenem Methan (siehe Abschnitt 3).*

Ausgangspunkt für die Abschätzung der Nettosystemproduktion und später für die Definition von möglichen Sanierungszielen ist der Sauerstoffinhalt im Hypolimnion^(c) Ende April 2004 von 103 t O_2 und ein Sauerstoffdefizit von –80 t O_2 Ende September 2004 nach AquaPlus (2005) und zusätzlich ein Eintrag von 50 t während der Sommerstagnation durch den mittleren diffusiven Sauerstofffluss vom Epi- ins Hypolimnion. Dies ergibt eine flächenspezifische^(d) Sauerstoffzehrung von $0.66 \text{ g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (AquaPlus 2005: $0.52 \text{ g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, ohne Berücksichtigung des diffusiven Sauerstoffflusses). Daraus folgt eine aktuelle flächenspezifische Nettosystemproduktion von $0.19 \text{ g } C_{org} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Nettosystemproduktion und Phosphorinput

Die Menge des autochthonen organischen Kohlenstoffes aus dem Epilimnion während der Sommerstagnation wird limitiert durch die Menge an bioverfügbarem Phosphor, der im gleichen Zeitraum ins Epilimnion gelangt. Der für die Nettosystemproduktion benötigte Input von bioverfügbarem Phosphor (P_{bio}) kann deshalb unter folgenden Annahmen aus der Menge des netto produzierten C_{org} abgeschätzt werden:

^(a) Die Daten von AquaPlus (2005, 2006) zeigen einen Anstieg des hypolimnischen Sauerstoffinhaltes um ungefähr 20 t durch die Hochwasserereignisse vom 4. Juni 2004 und 21./22. August 2005 gegenüber dem tendenziellen Rückgang des Sauerstoffinhaltes während der Sommerstagnation. Dieser Sauerstoff wird aber extrem schnell wieder aufgebraucht, was auf den Einfluss von allochthonem organischem Material hinweist. Die Annahme, dass sich diese beiden gegensätzlichen Effekte für die Sauerstoffzehrung aufheben, scheint also gerechtfertigt zu sein.

^(b) Diffusiver Sauerstofffluss = $D \cdot dC/dx$; Diffusionskoeffizient: $D = 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$; Konzentrationgradient: $dC/dx = 5/3 \text{ g m}^{-4}$ aus den mittleren Unterschieden der Sauerstoffkonzentration zwischen 3 und 6 m Seetiefe nach Daten von AquaPlus (2005) für die Sommerstagnation 2004. Der diffusive Sauerstofffluss beträgt also ungefähr 21 % der Sauerstoffzehrung.

^(c) Hypolimnion: 5 m Seetiefe bis Seegrund (AquaPlus 2005).

^(d) flächenspezifisch: pro Grenzfläche Epi- Hypolimnion in 5 m Seetiefe (siehe Tabelle 1).

- Die Nettosedimentation von organischem Kohlenstoff während der Sommerstagnation im aktuellen Jahr wird grösstenteils durch die Rücklösung/Resuspension von reduzierten Verbindungen aus früheren Jahren ausgeglichen ^(e)
- Der interne Input durch Rücklösung von bioverfügbarem Phosphor aus dem Sediment gelangt im Sommer nicht in die algenproduktive Zone und ist somit nicht für die Algen verfügbar ^(f)
- Die Nettosystemproduktion trägt nur über der Grenzfläche zwischen Epi- und Hypolimnion zur Sauerstoffzehrung bei, d.h. die trophische Schicht entspricht etwa dem Epilimnion.
- Redfield Stöchiometrie (1 Tonne $C_{org} \approx 24$ kg P_{bio}).

Die Nettosystemproduktion von $0.19 \text{ g } C_{org} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ist auf eine flächenspezifische Phosphorbelastung von $4.6 \text{ mg } P_{bio,net} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ^(g) zurückzuführen. Dies ist also der erwartete aktuelle Phosphoreintrag für die abgeschätzte Nettosystemproduktion im Jahr 2004 (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Sauerstoffinhalte, berechnete Nettosystemproduktion NSP und entsprechender Phosphoreintrag während der Sommerstagnation 2004.

Sauerstoffinhalt Ende April	103	t O ₂
Sauerstoffdefizit Ende Sept.	-80	t O ₂ -Äquivalente
Sauerstoffzehrung im Sommer	0.66	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹
Nettosystemproduktion (NSP)	0.19	g C _{org} m ⁻² d ⁻¹
P-Input für NSP	4.6	mg P _{bio,net} m ⁻² d ⁻¹

Durch Multiplikation der flächenspezifischen Nettosystemproduktion von $0.19 \text{ g } C_{org} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ mit der Seefläche (Tabelle 1) und mit der Berechnungsdauer der Sauerstoffzehrung von 153 Tagen nach AquaPlus (2005) erhält man eine Nettosystemproduktion von 87 t C_{org} während der Zeitperiode von Ende April bis Ende September 2004. Da die produktive Periode typischerweise 7 Monate dauert, ist eine Nettosystemproduktion von 92 t C_{org} realistischer. Unter den gleichen Annahmen ergibt sich für das Jahr 2005 eine Nettosystemproduktion von 55 - 75 t C_{org}.

^(e) Die Nettosedimentation in eutrophen Seen beträgt circa 10 % der Nettosystemproduktion (Bloesch et al. 1997). Die Sauerstoffzehrung dieses sedimentierten organischen Materials ist erst im folgenden Jahr wirksam. Dies wird zumindest teilweise ausgeglichen durch die Rücklösung von reduzierten Verbindungen (insbesondere Ammonium) aus der Nettosedimentation früherer Jahre. Beide gegenläufigen Prozesse sind in der gleichen Grössenordnung, weshalb sie sich gegenseitig aufheben dürften.

^(f) AquaPlus 2006 gibt Phosphorrücklösungsraten von 2 - 4 mg m⁻² d⁻¹ (Sommer 2004 und 2005) an. Die höhere Phosphorrücklösung im Jahr 2005 wirkte sich aber nicht in einer erhöhten Sauerstoffzehrung aus. Es kann deshalb angenommen werden, dass aufgrund der Schichtung der Wassersäule im Sommer der rückgelöste Phosphor keinen bedeutenden Einfluss auf die Nettosystemproduktion in dieser Zeit hat, da er höchstens in unbedeutenden Mengen in die algenproduktive Zone gelangt. Ein gewisser Anteil wird den Algen nach der Winterzirkulation in der nächsten Saison zur Verfügung stehen, obwohl aufgrund der Messdaten anzunehmen ist, dass grössere P-Mengen an Partikel adsorbiert ausgefällt bzw. wegen der hohen Durchflussrate ausgeschwemmt werden.

^(g) P_{bio,net}: Bezeichnung für den bioverfügbaren Phosphoreintrag für die Nettosystemproduktion.

2.3 Methanmessungen und Isotopensignale

Die Oxidation von geogenem Methan aus dem Untergrund könnte zusätzlich zur Sauerstoffzehrung im Lauerzersee beitragen. Ein schönes Beispiel dazu ist der oligotrophe Lungernsee, der in den unteren Schichten ein sauerstofffreies Hypolimnion aufweist (Bossard & Gächter 1981), siehe Kapitel 3. Mittels Feldmessungen der Methankonzentration und der Isotopensignale von Methan (siehe unten) wurde der mögliche Einfluss von geogenem Methan auf die Sauerstoffzehrung abgeschätzt.

Isotopeneffekte für Methan

Zur Unterscheidung von geogenem und biogenem Methan können die Atommassen des Kohlenstoffes und Wasserstoffes dienen. Grundsätzlich ist bakteriell entstandenes Methan eher mit dem leichten ^{12}C -Isotop angereichert, während geogenes Methan im Vergleich dazu einen höheren Anteil des schwereren ^{13}C -Isotops enthält. Quantitativ lässt sich das über das Isotopenverhältnis der beiden Atome Wasserstoff und Kohlenstoff, relativ zu definierten Standards, ermitteln:

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{Messung}}}{R_{\text{Standard}}} - 1 \right) \cdot 10^3 \text{ [‰]}$$

mit $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ beziehungsweise $R = {}^2\text{H}/{}^1\text{H}$. Das Isotopensignal des Kohlenstoffes wird als $\delta^{13}\text{C}$ und das Isotopensignal des Wasserstoffes als δD (D = Deuterium also ${}^2\text{H}$) bezeichnet. Die folgende Tabelle zeigt die unterschiedlichen Bereiche der Isotopensignale

Tabelle 4: Isotopensignale für biogenes und geogenes Methan nach Whiticar (1999)

Isotopensignal [‰]	$\delta^{13}\text{C}$ -Bereich	δD -Bereich
<i>biogen</i>	-80 bis -50 ^(h)	-400 bis -150
<i>geogen</i>	-50 bis -20	-275 bis -100

Dies gilt aber nur für die Entstehung des Methans. Wird Methan mikrobiell zu CO_2 oxidiert, wird das zurückbleibende Methan schwerer, da die Organismen leichtes Methan bevorzugt abbauen. Dies äussert sich in einem Anstieg des $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignals, der sich nach Whiticar (1999) quantitativ durch folgende Funktion beschreiben lässt:

$$\delta^{13}\text{C}_1 = \delta^{13}\text{C}_0 + \varepsilon \ln(f)$$

wobei der Subindex „1“ das Isotopensignal des zurückbleibenden Methans und der Subindex „0“ das Isotopensignal des ursprünglichen Methans angibt und f den Anteil der zurückbleibenden Methanmenge an der ursprünglichen Methanmenge bezeichnet. Der Koeffizient für die Isotopenfraktionierung ε bei der mikrobiellen Oxidation variiert nach verschiedenen Labor- und Feldstudien zwischen 4 bis 30 (Whiticar 1999).

Weitere Indikationsmethoden für geogenes Methan verwenden zusätzlich das Verhältnis von Methan zu höherkettigen Kohlenwasserstoffen (Claypool & Kvenvolden 1983) oder eine ^{14}C -Altersbestimmung des Methans (Bossard & Gächter 1981).

^(h): in Binnengewässern gilt dieser Bereich, da der Abbau der Biomasse über die Methyliermentation abläuft. In marinen Systemen gilt ein Bereich des ^{13}C -Isotopensignals für biogenes Methan von -110 bis -50 ‰ (Whiticar 1999).

Feldmessungen und Analysen

An drei Tagen (3. Juni, 19. Juli und 10. Oktober 2005) wurden an folgenden Stellen im See und im Hauptzufluss Messungen durchgeführt (Tabelle 5), wobei sich die Bezeichnung der Messstellen soweit möglich nach AquaPlus (2005) richtet.

Tabelle 5: Bezeichnung und Lage der Messstellen

Messort	Abkürzung	CH-Koordinaten	tiefste beprobte Wassertiefe	Beschreibung
Bierkeller	BK	689.090 / 209.295	11-13 m	Ostbecken, max. Seetiefe
Bürgerheim	BH	688.256 / 209.908	7 - 8 m	Seemitte, Nähe Insel Schwanau
Lauerz West	LW	687.650 / 209.768	7 - 8 m	Westbecken, vor Dorf Lauerz
Schilf Ost	SO	689 399/ 209 814	7 - 8 m	Ostbecken, nördl. Teil
Delta Steiner Aa	-	687.722 / 210.418	0.5 - 1 m	Deltabereich Steiner Aa
Steiner Aa Einfluss	-	-	1 m	auf Uferlinie Lauerzersee
Steiner Aa Kieswerk	-	-		bei der Kiesentnahmestelle
Steiner Aa Brücke	-	-		Hauptbrücke in Steinen

Für die Methanalysen wurden 4 - 6 Wasserproben in Vertikalprofilen pro Messstelle entnommen und darin die Methankonzentrationen und die ^{13}C -Isotopensignale gemessen. Am 19. Juli wurden zusätzlich Sedimentkerne von allen beprobten Messstellen entnommen und davon die D-Isotopensignale bestimmt. Die Analyse von höherkettigen Kohlenwasserstoffen wurde nur für einzelne Wasser- und Sedimentproben im Oktober durchgeführt (siehe Daten im Anhang 11.3).

Sedimentkerne wurden mittels eines Borlotes (gravity corer, Sedimentrohrdurchmesser 63 mm) gestochen. Das Rohr wies alle 4 cm ein 1 cm breites Loch auf, das für die Sedimentkernentnahme zugleibt wurde. Daraus wurden direkt nach der Kernentnahme bis in eine Sedimenttiefe von 20 bis 30 cm jeweils 2 ml Sedimentprobe mittels einer abgeschnittenen Spritze entnommen und in eine Probenflasche abgefüllt. Zur Vermeidung von mikrobieller Aktivität wurden 5 ml einer 5 %igen Natriumhydroxidlösung zugegeben. Die Wasserproben wurden mittels einer 4 L Niskin Flasche in der gewünschten Seetiefe entnommen und über einen luftblasenfreien Plastikschauch unter Vermeidung von Turbulenzen mit dreimaliger Überfüllung in eine Probenflasche von ungefähr 584 ml abgefüllt und mit 2.5 g Natriumhydroxid versetzt. Die Probenflaschen wurden unter Vermeidung von Lufteinschluss mit einem Butylpfropfen luftdicht verschlossen und ins Labor gebracht.

Zur Probenvorbereitung wird 50 ml Stickstoff in die Probenflaschen injiziert, wobei der entstehende Überdruck Wasser aus einer anderen Kanüle herauspresst und sich gleichzeitig ein Gasraum bildet. Zur Einstellung des stofflichen Gleichgewichtes zwischen dem Wasser und dem Gasraum wird die Probe in ein 40 °C warmes Ultraschallbad gegeben. Zur Bestimmung der Methanmengen werden 200 µl des Gasraumes in einen Gaschromatographen (HRGC5160 Mega Series von Carlo Erba Instruments, Mailand) mit Wasserstoff als Trägergas injiziert. Die Gasbestandteile werden in einer Dünnschichtsäule (GS-Q P/N 115-3432 von Agilent Technologies, USA) getrennt, und die Methanmenge mit einem Flammenionisationsdetektor gemessen. Zur Kalibrierung werden verschiedene

Standards (15 bis 10'000 ppm von Scotty, USA) verwendet. Die Methankonzentration in der ursprünglichen Wasserprobe wird nach Bossard (1981) berechnet. Zur Berechnung der Methankonzentration im Porenwasser des Sedimentes wird zusätzlich der Wassergehalt aus dem Feuchtgewicht und dem Trockengewicht der Sedimentproben bestimmt.

Zur Messung der Isotope wird je nach Methankonzentration eine bestimmte Menge Gas aus dem Gasraum der Probenflasche entnommen. Mittels eines TraceGas Preconcentrator Interface (Micromass, UK) werden unerwünschte Bestandteile (zum Beispiel Kohlendioxid, Wasserdampf, Sauerstoff) entfernt. Die so aufbereitete Gasprobe wird direkt in ein IsoPrime Massenspektrometer (Micromass, UK) eingeleitet, wo die Atommassen gemessen werden. Zusammen mit den Messungen der Standards wird daraus das Isotopensignal der Probe bestimmt.

3 Anteil des geogenen Methans an der Sauerstoffzehrung

Eine ausführliche Darstellung der Resultate der Methanmessungen befindet sich im Anhang (Abschnitt 11.2). Diese Resultate zeigen, dass das Methan im Sediment des Lauerzersees mehrheitlich biogenen Ursprungs ist. Aufgrund der ^{13}C -Isotopensignale wird unter sehr konservativen Annahmen ein mittlerer theoretischer geogener Methananteil im Sediment von 15 % (maximal 30 %) abgeschätzt. Aufgrund von ^{13}C -Isotopensignale (Wasserproben und aufgefangene Gasblasen) im Deltabereich der Steiner Aa wird aber erwartet, dass die beprobten Sedimente höchstens unbedeutende Menge an geogenem Methan enthalten. In der Wassersäule konnte keine Einmischung von geogenem Methan nachgewiesen werden.

Die Methankonzentrationen nach AquaPlus (2006) weichen nicht wesentlich von den an der Eawag gemessenen ab. Um den möglichen Anteil von Methan an der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion abzuschätzen, ist zu beachten, dass das Methan am Anfang der Sommerstagnation in den Jahren 2004 und 2005 nicht zum Sauerstoffzehrungspotenzial aller vorhandenen reduzierten Verbindungen im Hypolimnion beiträgt, welches zu dieser Zeit durch Ammonium dominiert wird (Daten AquaPlus). Dies ist zumindest ein Anzeichen dafür, dass Methan am Anfang der Sommerstagnation keinen bedeutenden Einfluss auf die Sauerstoffzehrung haben dürfte. Im Juni bis September steigt dann der Anteil von Methan am Sauerstoffzehrungspotenzial auf ungefähr 50 % an (Daten AquaPlus). Wird angenommen, dass sich die reduktiven Verbindungen anteilmässig gleich auf die Sauerstoffzehrung wie auf das Sauerstoffzehrungspotenzial verteilen, macht das Methan während der Sommerstagnation im Mittel 25 % von der Sauerstoffzehrung aus. Der maximal theoretische geogene Methananteil von 30 % trägt somit während der Sommerstagnation im Mittel weniger als 10 % zur Sauerstoffzehrung bei.

Während der Probenahmen von AquaPlus war unter dem Eis eine deutliche Sauerstoffzehrung zu beobachten (AquaPlus, 2006), diese ist aber deutlich geringer als im Sommer und zu einem grossen Teil auf die Biomasseproduktion unter Eis und auf die Rücklösung von Ammonium und Mangan aus dem Sediment zurückzuführen (Daten AquaPlus).

Bisher bestehen nur Hinweise auf lokale geogene Methanaufstösse nordöstlich der Insel Schwanau. Aufgrund des geologischen Untergrundes vermuten Büchi & Amberg (1983) einen so genannten Spaltenbläser, dessen Gasführung also vom Luftdruck abhängt. In diesem Bereich des Sees wurden während der Probenahmen im Juni und Juli, nicht aber im Oktober, auch Gasblasen beobachtet, aufgrund der un stetigen Blasenauftitte war eine Beprobung dieser Blasen aber nicht möglich. Die Mengenangabe von $1'000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nach Büchi & Amberg (1983) ist aber nach Angaben von R. Wyss (mündliche Mitteilung) sehr kritisch zu betrachten, da diese auf einer sehr groben und subjektiven Abschätzung aufgrund der Beobachtung der Blasen beruht. Nach H.P. Bodmer (mündliche Mitteilung) wird geogenes Methan hauptsächlich über Kluftsysteme als Gasblasen in den See transportiert. Gemäss H.P. Bodmer (mündliche Mitteilung) sind Kluftsysteme normalerweise ausgedehnt vorhanden, so dass aufgrund des geologischen Untergrundes zu erwarten sei, dass ein potentieller geogener Methananteil von $> 95 \%$ möglich ist. Bezüglich der Auswirkungen der Gasblasen auf die Sauerstoffzehrung ist aber zu beachten, dass beim Aufstieg der Gasblasen an die Wasseroberfläche nur ein Teil des Methans ins Wasser gelöst wird und somit nur geringfügig zur Sauerstoffzehrung beitragen kann (Hovland 1993). Dieser Anteil des Methans, der von der aufsteigenden Gasblase ins Wasser gelöst wird, ist abhängig von der Blasengrösse beim Übertritt vom Sediment in die Wassersäule. Um mehr als 10 % der Methanmenge in 5 m Wassersäule (ungefähre mittlere Tiefe des Hypolimnions im Lauerzersee) zu lösen, müssten

die Gasblasen kleiner als 1 cm sein. Für eine konkrete Abschätzung des Sauerstoffzehrungspotentials von möglichen geogenen Methanaufstößen müsste aber eine genauere Mengenabschätzung vorgenommen werden und die Charakteristiken der Blasen (geogene und biogene Anteile, chemische Zusammensetzung und Grösse) bestimmt werden. In Anbetracht der heutigen Datenlage gehen wir davon aus, dass von einer lokalen Fläche mit un stetigen Methanaufstößen kein bedeutender Einfluss auf die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion des Lauerzersees erwartet werden kann.

Die Methankonzentrationen und die Isotopensignale im Lauerzersee sind in der gleichen Grössenordnung beziehungsweise weisen einen ähnlichen Tiefenverlauf auf wie im Rotsee, einem See, bei dem bisher nur von biogener Methanproduktion ausgegangen wurde (Eawag, unpublizierte Daten 2005). In den 1970er Jahren wurde der Lungernsee von Bossard & Gächter (1981) untersucht, da dort trotz des oligo- bis mesotrophen Charakters des See im Tiefenwasser sauerstoffarme Bedingungen auftraten. Im Lungernsee war die beobachtete Sauerstoffzehrung im Hypolimnion ungefähr 10 Mal höher als man aufgrund der abgeschätzten Nettosystemproduktion erwartet hätte (Daten P. Bossard 1981). Aufgrund einer ^{14}C -Altersbestimmung wurde ein geogener Anteil von 50 % am Methanfluss abgeschätzt (P. Bossard, mündl. Mitteilung). Aus diesem Vergleich des Lauerzersees mit dem eutrophen Rotsee ohne geogenes Methan und dem oligo- bis mesotrophen Lungernsee mit geogenem Methan wird deutlich, dass die gemessenen Methankonzentrationen im meso- bis eutrophen Lauerzersee in der erwarteten Grössenordnung liegen und im Lauerzersee kein so ausgeprägter Einfluss von geogenem Methan wie im Lungernsee denkbar ist.

Da die zum Teil widersprüchlichen Experten-Aussagen über die auftretenden geogenen Methanmengen und unsere Messungen differieren, müssten wohl genaue geologische Messungen und Abklärungen durchgeführt werden, um eine abschliessende Beurteilung der Methanfrage zu ermöglichen. Aufgrund der verfügbaren Datenlage gehen wir davon aus, dass nur ein vernachlässigbarer kleiner Teil des Methans während der Sommerstagnation geogenen Ursprungs ist. Das Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser des Lauerzersees während der Sommerstagnation ist insbesondere durch das geringe Volumen des Hypolimnions und die Mineralisation der biologischen Nettosystemproduktion verursacht. Es wird deshalb angenommen, dass ein möglicher Einfluss von geogenem Methan auf die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser des Lauerzersees während der Sommerstagnation vernachlässigbar klein ist.

4 Notwendige P-Reduktion für ausgewählte Sanierungsziele

Im Weiteren wird aus der Bilanz der Nettosystemproduktion (siehe Abschnitt 2.2) abgeleitet, um wie viel der Phosphoreintrag für die Nettosystemproduktion während der Sommerstagnation reduziert werden muss, damit bestimmte Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion unter ähnlichen Bedingungen wie im Jahr 2004 erreicht werden. Die folgenden möglichen Sanierungsziele bezüglich des Sauerstoffinhaltes Ende September kommen in Betracht:

- Verhinderung des Sauerstoffdefizites
- Einhaltung der minimalen Sauerstoffkonzentration von 4 mg L^{-1}
- Sauerstoffinhalt bei einem vorgegebenen P-Reduktionspotential von 22 %.

Aus den Zielbedingungen des Sauerstoffinhaltes Ende September wird dabei ein Reduktionspotential gegenüber dem Phosphoreintrag für die Nettosystemproduktion im Jahre 2004 berechnet oder die Sauerstoffbedingungen bei vorgegebener P-Reduktion abgeschätzt. Wir gehen dabei davon aus, dass das Jahr repräsentativ für den heutigen Seezustand ist. Mögliche Massnahmenpakete in der Landwirtschaft zur Erreichung der P-Reduktion werden umrissen.

Massnahmen in der Landwirtschaft

Gemäss der Belastungskarte von EBP (2004) weisen insbesondere die im Norden des Sees liegenden Teileinzugsgebiete die höchste diffuse Belastung auf, da eher höhere Anteile an landwirtschaftlicher Nutzfläche und drainierten Gebieten bestehen (EBP 2004). Deshalb sind Massnahmen in der Landwirtschaft im nördlichen Einzugsgebiet am effektivsten. Dies wird deutlich wenn man das resultierende Reduktionspotential berechnet, falls alle Teileinzugsgebiete (TEG) nördlich des Lauerzersees (TEG 1 und TEG 3, nach Peter & Erdiakoff 2004) eine Phosphorflächenbelastung von $605 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einhalten würden. Dies entspricht der aktuellen maximalen Phosphorbelastung der Teileinzugsgebiete südlich des Lauerzersees (TEG 2, nach Peter & Erdiakoff 2004). Berechnet mit den Teileinzugsgebietsflächen und der entsprechenden Phosphorflächenbelastung nach EBP (2004) resultiert ein Reduktionspotential aufgrund der nördlichen TEGs von ungefähr 30 %.

Bezüglich der möglichen Szenarien und Massnahmen in der Landwirtschaft stellt sich die Frage nach dem Kosten-Nutzen-Verhältnis und der Machbarkeit. Die konkrete Massnahmenplanung liegt aber nicht im Kompetenzbereich der Eawag. Dazu sollte die FAL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau) beigezogen werden.

4.1 Zulässiger Phosphorinput zur Verhinderung des Sauerstoffdefizites

Aus dem Sauerstoffinhalt am Anfang der Sommerstagnation kann ein zulässiger Input an bioverfügbarem Phosphor ins Epilimnion abgeschätzt werden, damit im Hypolimnion bis Ende September kein Sauerstoffdefizit auftritt. Das würde bedeuten, dass Ende September gerade ein Sauerstoffinhalt von 0 t O_2 im Hypolimnion vorhanden ist. Daraus folgt eine maximale flächenspezifische Sauerstoffzehrung von $0.43 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ während der Sommerstagnation. Dies entspricht einer flächenspezifischen Nettosystemproduktion von $0.12 \text{ g C}_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und einem Phosphoreintrag von $3.0 \text{ mg P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, was eine notwendige Reduktion gegenüber dem Vergleichszustand im Jahr 2004 von 34 % ergibt. In flachen

produktiven Seen geht die Sauerstoffzehrung grösstenteils von der Sedimentoberfläche aus (Livingstone & Imboden 1995), da der grösste Teil des organischen Materials an der Sedimentgrenze remineralisiert wird (Gruber et al. 2000). Deshalb wird im Lauerzersee ein Sauerstoffdefizit im tiefen Hypolimnion über dem Sediment bestehen bleiben. Einzig die Ausbreitung der sauerstofflosen Zone und das Auftreten der reduzierten Verbindungen im oberen Hypolimnion werden allmählich vermindert und somit die sauerstoffhaltige Zone vergrössert.

Tabelle 6: P-Reduktionsziel zur Verhinderung Sauerstoffdefizit

Sauerstoffinhalt Ende April	103	t O ₂
Sauerstoffdefizit Ende Sept.	0	t O₂
Sauerstoffzehrung im Sommer	0.43	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹
Nettosystemproduktion (NSP)	0.12	g C _{org} m ⁻² d ⁻¹
P-Input für NSP (Vergleichsjahr 2004)	4.6	mg P _{bio.net} m ⁻² d ⁻¹
P-Input für NSP (Zielzustand)	3.0	mg P _{bio.net} m ⁻² d ⁻¹
P-Reduktionsziel	34	%

Zur Erreichung dieses P-Reduktionzieles für den See sind insbesondere Massnahmen in der Landwirtschaft geeignet, da der P-Eintrag aus der Landwirtschaft ungefähr 72 % des Phosphorinputs beträgt (EBP 2004). Die notwendige P-Reduktion alleine in der Landwirtschaft beträgt somit ungefähr 47 % des P-Austrags. Nach V. Prashun (mündl. Mitteilung) kann dies nur durch einen Strukturwandel in der Landwirtschaft (zum Beispiel Extensivierung der Landwirtschaft, Reduktion der DGVE, keine Futtermittelimporte) erreicht werden. Der Strukturwandel ist als weitergehende Massnahme zusätzlich zum so genannten Seevertrag nach Peter & Erdiakoff (2004) zu verstehen, welche eine P-Reduktion alleine in der Landwirtschaft von ungefähr 30 % bewirken (siehe Abschnitt 4.3).

4.2 Zulässiger Phosphorinput zur Einhaltung der Sauerstoffkonzentration > 4 mg L⁻¹

Analog zum oben beschriebenen Vorgehen kann der zulässige Input an bioverfügbarem Phosphor für eine minimale Sauerstoffkonzentration von 4 mg O₂ L⁻¹ (zu jeder Zeit und in jeder Tiefe, GSchV 1998) abgeschätzt werden. Durch Multiplikation mit dem Volumen des Hypolimnions unter 5 m Seetiefe (siehe Tabelle 1) erhält man als zusätzliche Vorgabe einen notwendigen Sauerstoffinhalt im Hypolimnion am Ende der Sommerstagnation von 40 t O₂. Es wird überdies angenommen, dass sich der diffusive Sauerstofffluss durch die Verringerung des Konzentrationsgradienten zwischen Epi- und Hypolimnion halbiert, was eine zulässige Sauerstoffzehrung von 0.25 g O₂ m⁻² d⁻¹ ergibt. Der Phosphorinput für die Nettosystemproduktion von 0.07 g C_{org} m⁻² d⁻¹ darf demnach 1.7 mg P_{bio.net} m⁻² d⁻¹ nicht überschreiten, was etwa einer Reduktion von 62 % des heutigen Inputs entspricht. Wie beim ersten Reduktionsszenario muss auch in diesem Fall von einem starken Sauerstoffgradienten unmittelbar über dem Sediment ausgegangen werden. Die sauerstoffhaltige Zone wird zwar bis zum Seegrund reichen, aber in sedimentnahen Schichten sind zeitweise O₂-Konzentrationen < 4 mg O₂ L⁻¹ nicht zu vermeiden. Die Anforderungen der GSchV 1998 könnten somit nur annähernd, aber nicht vollständig erfüllt werden.

Tabelle 7: P-Reduktionsziel zur Einhaltung $O_2 > 4 \text{ mg L}^{-1}$

Sauerstoffinhalt Ende April	103	t O_2
Sauerstoffdefizit Ende Sept.	40	t O_2
Sauerstoffzehrung im Sommer	0.25	$\text{g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Nettosystemproduktion (NSP)	0.07	$\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
P-Input für NSP (Vergleichsjahr 2004)	4.6	$\text{mg } P_{\text{bio.net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
P-Input für NSP (Zielzustand)	1.7	$\text{mg } P_{\text{bio.net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
P-Reduktionsziel	62	%

Die Einhaltung der minimalen Sauerstoffkonzentration von 4 mg L^{-1} (gemäss GSchV 1998) und die entsprechende Reduktion des Inputs an bioverfügbarem Phosphor um 62 % wären nur durch eine hypothetische Einstellung der Landwirtschaft zu erreichen. Seeinterne Massnahmen (Belüftung, Tiefenwasserableitung) stehen nach Bloesch (1999) nicht zur Diskussion, da das Wasser mehrmals pro Jahr ausgetauscht wird.

4.3 Sauerstoffinhalt bei einer Reduktion des Phosphorinputs um 22 %

Wird angenommen, dass sich bei einer Reduktion des Phosphorinputs dessen zeitliche Verteilung und die relativen Anteile in der Phosphorbilanz nicht erheblich ändern, kann der erwartete Sauerstoffinhalt auch für das Reduktionsszenario von 22 % nach Peter & Erdiakoff (2004) berechnet werden. Aufgrund der obigen Szenarien ist zu erwarten, dass dieses Reduktionspotential keine bedeutende Verbesserung der Sauerstoffbedingungen bringen dürfte. Tatsächlich resultiert Ende September, bei den gleichen Annahmen wie beim Szenario zur Verhinderung des Sauerstoffdefizites, ein Sauerstoffdefizit im Hypolimnion von $-29 \text{ t } O_2$ -Äquivalenten.

Tabelle 8: Erwartetes Sauerstoffdefizit bei P-Reduktionspotential 22 % nach Peter & Erdiakoff (2004)

P-Reduktionspotential	22	%
P-Input für NSP (Reduktionspotential)	3.6	$\text{mg } P_{\text{bio.net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
P-Input für NSP (Vergleichsjahr 2004)	4.6	$\text{mg } P_{\text{bio.net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Nettosystemproduktion (NSP)	0.15	$\text{g } C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Sauerstoffzehrung im Sommer	0.51	$\text{g } O_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
Sauerstoffinhalt Ende April	103	t O_2
Sauerstoffdefizit Ende Sept.	-29	t O_2-Äquivalente

Der zulässige Phosphoreintrag für die Nettosystemproduktion beträgt in diesem Fall $3.6 \text{ mg } P_{\text{bio.net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Diese Reduktion des Phosphorinputs wird das Sauerstoffdefizit im Hypolimnion während der Sommerstagnation nicht beheben, sondern einzig die Ausbreitung der sauerstofffreien Zone und der reduzierten Verbindungen geringfügig vermindern.

Zur Erreichung dieses P-Reduktionszieles sind im Rahmen eines so genannten Seevetrages folgende Massnahmen in der Landwirtschaft nach der Tabelle in Peter & Erdiakoff (2004) in erster Priorität zu empfehlen:

- Bauliche Anpassungen im Hofbereich
- Ausgeglichene Nährstoffbilanz unter Berücksichtigung des Mineralgehaltes der Böden
- Bodenproben und zeitgerechter Hofdüngereinsatz (Anpassung der Speicherkapazitäten).

- Pufferstreifen um Lauerzersee und Gewässer mit hoher Phosphorbelastung, Uferbestockung.

Weitere Massnahmen wie ökologische Ausgleichsflächen und die Ausscheidung nicht düngbarer Flächen sind zwar ökologisch wertvoll, bringen aber aufgrund der kleinen Flächen nur eine geringe Reduktion des Phosphoreintrags (B. Müller, pers. Mitteilung). Insbesondere wird auch die Errichtung von Retentionsweihern nicht empfohlen, da die Wasseraufenthaltszeit bei Regenereignissen mit hohen Frachten an gelöstem Phosphor meist zu kurz ist, um den bioverfügbaren Phosphor zurückzuhalten (Reinhardt et al. 2005).

4.4 Verlässlichkeit der Sanierungsziele

Im nächsten Abschnitt soll nun untersucht werden, ob die Abschätzung der Nettosystemproduktion (Kapitel 2.2) in Einklang steht mit dem erwarteten Phosphoreintrag nach (EBP 2004) beziehungsweise der Nettosedimentation nach (Moosmann & Wüest 2004).

Vergleich mit der Phosphorbilanz

Weil der bioverfügbare Phosphor im Epilimnion durch die Primärproduktion in Algenbiomasse gebunden wird, sind die Schicksale des organischen Kohlenstoffes und des bioverfügbaren Phosphors gekoppelt. Vom P-Eintrag von $3.5 \text{ t P}_{\text{bio}} \text{ a}^{-1}$ werden einerseits $2.1 \text{ t P}_{\text{bio}} \text{ a}^{-1}$ ⁽ⁱ⁾ ausgewaschen und $1.4 \text{ t P}_{\text{bio}} \text{ a}^{-1}$ sedimentieren auf den Seegrund (Moosmann & Wüest 2004). Es wird angenommen, dass die produzierte Biomasse zu ähnlichen Anteilen ausgewaschen wird beziehungsweise ins Hypolimnion sedimentiert.

Durch Multiplikation der flächenspezifischen Phosphorbelastung von $4.6 \text{ mg P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tabelle 3) mit der Seefläche (Tabelle 1) und mit der Berechnungsdauer der Sauerstoffzehrung von 153 Tagen nach AquaPlus (2005) erhält man eine Phosphorbelastung von $2.1 \text{ t P}_{\text{bio,net}}$. Für eine typische produktive Phase von 210 Tagen ergibt sich $2.9 \text{ t P}_{\text{bio,net}}$. Wir nehmen an, dass der Phosphoreintrag im Sommer etwa 80% des Jahreseintrags ausmacht. Durch Hinzufügen des für das Winterhalbjahr abgeschätzten Phosphoreintrages (20 %) ergibt sich im Jahr 2004 eine jährliche P-Belastung von 2.6 bis $3.6 \text{ t P}_{\text{bio,net}}$. Unter den gleichen Annahmen ergibt sich für das Jahr 2005 eine ungefähre Phosphorbelastung von 2.2 bis $2.9 \text{ t P}_{\text{bio,net}}$.

Der abgeschätzte Phosphoreintrag für die Nettosystemproduktion für die beiden Jahre 2004 und 2005 von 2.2 bis $3.6 \text{ t P}_{\text{bio,net}}$ ist - unter Berücksichtigung der Unschärfe unserer Annahmen beziehungsweise der Unsicherheit bei der Phosphorbilanzierung (GIS Modell $\pm 25\%$, V. Prasuhn, pers. Mitteilung und zusätzlich eine gewisse Unschärfe bei der Abschätzung der Nettosedimentation) - in der gleichen Grössenordnung wie die Nettosedimentation des Phosphors von $1.4 \text{ t P}_{\text{bio}} \text{ a}^{-1}$ nach Moosmann & Wüest (2004).

Relative Eigenschaften der Sanierungsziele

Die Abschätzungen für die Sanierungsziele basieren auf dem Sauerstoffinhalt ab Ende April 2004 und der Sauerstoffzehrung gemäss AquaPlus (2005) während der Sommerstagnation bis Ende September 2004. Da sich die prozentualen P-Reduktionsziele relativ auf die gemessene Sauerstoffzehrung im Vergleichszustand 2004 beziehen, wird erwartet, dass die Reduktionsszenarien trotz der erwähnten Unsicherheiten im Grossen und Ganzen verlässlich

⁽ⁱ⁾ Moosmann & Wüest (2004) berechnen die Bilanz auf der Basis des bioverfügbaren Phosphorinputs unter der Annahme, dass der partikuläre Phosphor aus den Zuflüssen zum grössten Teil im Deltabereich der Zuflüsse aussedimentiert.

sind. Es wird angenommen, dass die beiden Sanierungsszenarien *Verhinderung Sauerstoffdefizit* und *Reduktionspotential 22 %* aufgrund der Beibehaltung der Sauerstofflosigkeit keine grossen Unterschiede in den relativen Beziehungen der Prozesse aufweisen, welche für die Sauerstoff- und Phosphorbedingungen wichtig sind. Natürlich wäre es interessant, einerseits die Verminderung der sauerstofflosen Zone und andererseits die zeitliche Wirkung der Massnahmen zu quantifizieren. Dazu wären aber weitere Messungen und die Anwendung eines dynamischen See-Modells notwendig.

Das weitergehende Szenario *Einhaltung der minimalen Sauerstoffkonzentration von 4 mg L⁻¹* weist demgegenüber eine viel grössere Unsicherheit auf. Vorbehalten für alle Abschätzungen bleiben insbesondere der mögliche Einfluss von veränderten Rahmenbedingungen (Maximale Sauerstoffkapazität des Hypolimnions, Eisbedeckung im Frühling, und besondere klimatische Bedingungen, siehe Kapitel 5).

5 Besondere natürliche Verhältnisse des Lauerzersees

Der Lauerzersee weist einige spezielle morphologische und hydrologische Besonderheiten auf, die einen grossen Einfluss auf den Phosphorhaushalt und die Sauerstoffbedingungen haben. Auf die spezielle Situation bezüglich des geogenen Methans wurde im Kapitel 3 eingegangen. Da insbesondere bei kleinen Seen geringfügige Unterschiede im Einzugsgebiet, in der Morphologie oder der Hydrologie des Systems einen erheblichen Einfluss auf den Stoffhaushalt ausüben, ist eine Übertragung von Befunden in einem See auf andere Seen nahezu unmöglich (E. Binderheim-Bankay, mündl. Mitteilung). Die besonderen natürlichen Verhältnisse des Lauerzersees (die geringe Sauerstoffkapazität, die hohe Durchflussrate, die Eisbedeckung, sowie die starke Trübung und Verlandung) sollen aber durch den Vergleich mit anderen Seen in einen grösseren Zusammenhang gestellt werden; dabei wird Seen mit ähnlicher Seetiefe und Wasseraufenthaltszeit besondere Beachtung geschenkt, womit sich die Vergleichsbasis drastisch einschränkt.

5.1 Sauerstoffkapazität des Hypolimnions und Durchflussrate

Der natürliche Zustand des Lauerzersees dürfte einem mesotrophen Gewässer entsprechen (AquaPlus 2002). Durch die geringe Tiefe des Hypolimnions ist aber mit einer grossen Anfälligkeit für eine Eutrophierung zu rechnen (Bettler 1998). Das Hypolimnion des Lauerzersees verfügt heute im Sommer nicht über die Sauerstoffkapazität, um das produzierte organische Material aerob zu mineralisieren. Diese Problematik ist bei vielen Kleinseen bekannt, zum Beispiel beim Amsoldingersee, dessen Gesamtposphorkonzentrationen im Jahr 1993, bei einer geringen Phosphorflächenbelastung und einer grob abgeschätzten Wasseraufenthaltszeit von 270 Tagen, einem mesotrophen Zustand entsprachen (Guthruf et al. 1999). Die Sauerstoffbedingungen zeigten in diesem See 1993 ein eutrophe Bedingungen an, während in den 1940er Jahren bezüglich des Sauerstoffs noch ein meso- bis eutropher Zustand vorlag. Ähnliche Bedingungen zeigen sich beim Grossen Moossee, ein natürlich eutropher See mit hoher Phosphorflächenbelastung und einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 90 Tagen (Binderheim-Bankay 1998). Das Sauerstoffdefizit im Hypolimnion des Grossen Moossees wird begünstigt durch ein siebenmal grösseres Volumen des Epilimnions als des Hypolimnions (Guthruf et al. 1999).

Der Grosse Moossee hat eine ähnliche Wasseraufenthaltszeit wie der Lauerzersee, so dass bei beiden Gewässern während der Produktionsphase ständig Nährstoffe nachgeliefert werden. Der Bielersee mit einer hohen Phosphorflächenbelastung aus dem grossen Einzugsgebiet stellt mit einer Wasseraufenthaltszeit von 70 Tagen ein ähnliches System dar. Da sich die Zuflüsse im Sommer meist in das Oberflächenwasser einschichten, wird die hydraulische Aufenthaltszeit im Epilimnion sogar auf nur 14 – 18 Tage reduziert (Liechti 1994). Die hohe Durchflussrate führt einerseits zwar zu einer ständigen Nachlieferung von bioverfügbarem Phosphor, andererseits wird ein grosser Teil der Biomasse und des inkorporierten Phosphors wieder ausgewaschen und trägt nicht zur Sauerstoffzehrung im Hypolimnion bei. Die kurze hydraulische Aufenthaltszeit ist zudem ein Faktor, der die Wirkung eines reduzierten Phosphorinputs in den Lauerzersee direkt begünstigt, da das System rasch auf Veränderungen reagiert (Moosmann & Wüest 2004). Aufgrund der P-Übersorgung der Böden wird es aber - auch bei verminderter Düngung - mehrere Jahre dauern, bis diese Nährstoffvorräte wieder abgebaut sind (Müller 2002), sodass sich die Massnahmen in der Landwirtschaft nicht sofort im gesamten Ausmass auf den Lauerzersee auswirken werden.

Die geringe Mächtigkeit des Hypolimnions ist also ein Faktor, der das Sauerstoffdefizit während der Sommerstagnation fördert und die Anfälligkeit für eine Eutrophierung erhöht. Eine hoher Durchfluss führt zwar zu einer hohen kontinuierlichen Nährstoffversorgung, für den See überwiegen aber die positiven Effekte der hohen Durchflussrate, da dadurch grosse Mengen an organischem Material ausgewaschen werden und sich Sanierungsmassnahmen schnell in einer Veränderung des Seezustandes auswirken.

5.2 Eisbedeckung während der Frühlingszirkulation

Die Eisbedeckung ist ein wichtiger Faktor, der insbesondere die Sauerstoffkonzentration während der Frühlingszirkulation stark beeinflusst, welche wiederum einen grossen Einfluss auf die zeitliche und räumliche Ausdehnung der sauerstofflosen Zone während des Sommers haben (Livingstone & Imboden 1995). Eine Eisbedeckung des Lauerzersees trat in den 1960er Jahren nach Odermatt (1970) regelmässig von Mitte Dezember bis Mitte Februar auf. Durch die geringe Tiefe des Sees dürfte die Durchmischungszeit bis zum Anfang der Sommerstagnation ausreichen, um genügend Sauerstoff in die ganze Wassersäule einzubringen (B. Müller, pers. Mitteilung). Es ist aber zu beachten, dass ein Zeitraum von 20 bis 25 Tagen zwischen der Eisbedeckung und der starken Erwärmung des Wassers bei Beginn der Sommerstagnation notwendig ist, um die Durchmischung und Sauerstoffsättigung der ganzen Wassersäule zu erreichen. Dies zeigte sich eindrücklich im Winter 2004/2005 mit einer ausserordentlichen Eisbedeckung bis zum 20. März. Dadurch wurde der Sauerstoffinhalt im Hypolimnion während der unvollständigen Frühlingszirkulation nach den Messresultaten von AquaPlus (2006) um nahezu 50 t vermindert. Die Sauerstoffzehrung während der Sommerstagnation 2005 war aber deutlich geringer als im Jahr 2004. Es resultierte somit in beiden Jahren Ende September dasselbe Sauerstoffdefizit von -80 t O₂-Äquivalenten.

5.3 Verlandung

Die Verlandung, ein natürlicher geologischer Prozess, ist beim Delta der Steiner Aa im Westbecken deutlich sichtbar. Dabei dürfte der Partikeleintrag (Kapitel 1.2) eine zentrale Rolle spielen, insbesondere wegen des im Verhältnis zur Seefläche relativ grossen und erosionsfähigen Einzugsgebietes (Lambert & Pfeiffer 1990). Verlandungsprozess und Erosionsraten werden durch intensive Landwirtschaft stark beschleunigt. Demzufolge helfen Massnahmen die Verlandung zu verlangsamen, welche die Bodenerosion vermindern (auch eine reduzierte seeinterne Biomasseproduktion und die damit gekoppelte biochemische Kalkausfällung tragen zur Verminderung der Verlandung bei). Die Lebensdauer eines Sees wird damit verlängert und gleichzeitig wird mit der Reduktion der Feststoff- und Nährstofffrachten eine Verbesserung des Trophiezustandes und der Sauerstoffbedingungen erreicht. Mit der Festsetzung einer tolerablen Verlandungsrate und der praktischen Umsetzung von Erosionsschutzmassnahmen lässt sich die Lebensdauer der Seen um einen Faktor 2.5 bis 3.5 verlängern (Binderheim-Bankay 1998). Als Beispiel kann der Hüttwiler See (mittlere / maximale Tiefe: 7.7 m / 14.8 m) dienen, der mit einer aktuellen Verlandungsrate von 8.4 mm a⁻¹ in ungefähr 1'000 Jahren verlandet sein wird, aber mit einer tolerablen Verlandungsrate von 3.4 mm a⁻¹ eine Lebensdauer von etwas weniger als 2'500 Jahren erreichen könnte (Binderheim-Bankay 1998).

In der Schweiz ist kein See bekannt, der all diesen speziellen Verhältnissen des Lauerzersees entspricht (Sauerstoffkapazität, Durchflussrate, Eisbedeckung und Verlandung). Der Lauerzersee stellt also eine Besonderheit in der Schweizerischen Seenlandschaft dar, was seine Schutzwürdigkeit deutlich hervorhebt.

5.4 Vergleichs-Seen in anderen Ländern

Da es in der Schweiz kaum mit dem Lauerzersee vergleichbare Seen gibt, wurden Seen im Ausland gesucht, die dem Lauerzersee hinsichtlich der Wasseraufenthaltszeit und Seetiefe ähnlich sind. Da die drei gewählten Vergleichseen einen höheren Trophiezustand aufweisen (siehe Tabelle 9), können keine genauen Rückschlüsse auf die zukünftige Entwicklung des Lauerzersees gemacht werden. Durch den Vergleich mit den drei Seen werden aber die Annahmen über den internen Phosphorinput und die Verknüpfung der Sauerstoffzehrung mit der Phosphorbelastung breiter abgestützt. Trotz der Ähnlichkeit der ausgewählten Seen ist eine direkte Übertragung der Befunde aufgrund der unterschiedlichen Bedingungen im Einzugsgebiet und im See nicht möglich, wohl aber ein qualitativer Vergleich.

Das grosse Einzugsgebiet des finnischen Villikkalanjärvi wird durch Viehzucht und Ackerbau landwirtschaftlich genutzt, ein Grossteil der erodierten Phosphorfracht in den Zuflüssen ist partikulär gebunden und der See weist nur eine schwache Schichtung im Sommer auf (Knuutila et al. 1994). Der Lake Onondaga in den USA ist stark durch das direkt angrenzende Siedlungsgebiet geprägt, die grösste Belastung durch Punktquellen zeigt eine andere saisonale Dynamik und die anthropogene Verschmutzung dauerte über ein Jahrhundert (Effler 1996). Der italienische Lago Alsario schliesslich wies seit den 1970er Jahren einen eutrophenhypertrophen Zustand auf, der durch die teilweise Sanierung der Punktquellen auf den heutigen eutrophen Zustand gesenkt werden konnte (Rogora et al. 2002).

Tabelle 9: Vergleichs-Seen im Ausland (Untersuchungsjahr)

LS: Lauerzersee (siehe Abschnitt 1.2)

LV: Villikkalanjärvi, Finland (Knuutila et al. 1994, Kallio 1994)

LO: Lake Onondaga, USA (Matthew & Effler 2006)

LA: Lago Alsario, Italien (Rogora et al. 2002)

	Einheit	LS (2004/05)	LV (1989/90)	LO (1990)	LA (2000)
Trophiezustand		meso-eutroph	eutroph	eutroph	eutroph
Seefläche	km ²	3.1	7.1	12	1.2
Einzugsgebiet	km ²	72	415	642	18.3
Landwirtschaft	%	50	33	33	-
EZG / Seefläche	-	24	58	54	15
Mittlere (Max.) Tiefe	m	6 (14)	3 (10)	11 (20)	5 (8)
Aufenthaltszeit	d	72	67	88	120
Mittlerer P-Gehalt	mg m ⁻³	30	120	100	90
Chlorophyll a	mg m ⁻³	~ 5	~ 20	~ 40	~ 35
Sichttiefe	m	1.5	0.2 - 0.5	~ 2	~ 2
Trübung	NTU	~ 5	-	~ 3	-

Bezogen auf die Seefläche war die externe Phosphorbelastung aus der Landwirtschaft im eutrophen finnischen Villikkalanjärvi mit $3 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ im Jahr 1989 (Knuutila et al. 1994) durch das grössere Einzugsgebiet ausgeprägter als heute im Lauerzersee mit $2 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, basierend auf dem P-Input pro Seefläche nach EBP (2004). Die mittlere Phosphorkonzentration im Lauerzersee liegt aber mit $30 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$ um einen Faktor 4 tiefer als im finnischen See mit $120 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$, welche zu 20 bis 50 % durch die interne Phosphorrücklösung aus dem Sediment gespiesen wird (Knuutila et al. 1994). Durch seine geringere Tiefe weist der finnische See keine konstante Schichtung auf, was einerseits die Anfälligkeit auf interne Phosphorbelastung erhöht, andererseits die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers verbessert (Kallio 1994). Die hohe Trübung durch mineralische Partikel aus dem Einzugsgebiet, durch resuspendiertes Sediment und die im See produzierten organischen Substanzen ergeben sommerlichen Sichttiefen zwischen 0.2 bis 0.5 m (Knuutila et al. 1994).

Durch die geringe Lichtdurchflutung wird die biologische Produktion im Villikkalanjärvi limitiert. Die interne Phosphorbelastung hat deshalb im Verlauf des Sommers nur eine geringfügige Erhöhung der mittleren Konzentration von Chlorophyll a von 20 mg m^{-3} zur Folge (Kallio 1994). Der Lauerzersee weist heute also im Vergleich zum finnischen See wahrscheinlich eine geringere externe und interne Phosphorbelastung auf. Durch die stabile sommerliche Schichtung im Lauerzersee wird ein deutlicher Sauerstoffschwund im Hypolimnion bewirkt, während im ständig durchmischten Villikkalanjärvi nur knapp über dem Sediment anoxische Bedingungen auftreten, welche die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment fördern. Durch die geringe Sichttiefe ist die biologische Produktion im finnischen See aber stärker lichtlimitiert als im Lauerzersee.

Eine deutlich höhere Phosphorbelastung aus Punktquellen von etwa $16 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Effler 1996) wurde in den früheren 1980er Jahren im Lake Onondaga abgeschätzt. Dadurch resultierte eine hypolimnische Sauerstoffzehrungsrate von ungefähr $2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, die aber massgeblich durch eine um 37 % erhöhte Sedimentation von organischem Material durch ionische Abwässer beeinflusst wurde (Matthews & Effler 2006). Im Jahr 1990, drei Jahre nach Einstellung der ionischen Belastung, wurde bei einer Phosphorbelastung von ungefähr $8 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Effler 1996) eine Sauerstoffzehrung im Hypolimnion von etwa $1.5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, die sich bis ins Jahr 2000 auf einen Wert von $1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ reduzierte (Matthews & Effler 2006). Im Vergleich zum Lauerzersee bewirkt die vierfache Phosphorbelastung im amerikanischen See im Jahr 1990 eine dreifach höhere Sauerstoffzehrung als im Lauerzersee. Die liegt im Rahmen der Unsicherheit der Abschätzungen, insbesondere da sich Einzugsgebiet und Belastung des urbanen Lake Onondaga deutlich vom Lauerzersee unterscheiden. Der Rückgang in der starken Belastung des amerikanischen Sees über 20 Jahre zeigt sich deutlich in einer 30 bis 40 %igen Reduktion der Primärproduktion, der Halbierung der Sauerstoffzehrung und in der zeitlichen Verschiebung der sauerstofffreien Bedingungen im Hypolimnion um einen Monat auf Anfang Juli, obwohl die Wirkung der Massnahmen zeitlich verzögert auftrat (Matthews & Effler 2006).

Der eutrophe bis hypertrophe Lago Alsario in Norditalien weist in den letzten Jahren Phosphorkonzentrationen während der Frühlingszirkulation von 70 bis $80 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$ auf, während in den 1970er und 1980er Jahren noch Werte von $180 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$ bestimmt wurden (Rogora et al. 2002). Die heutigen mittleren Jahreskonzentrationen von 80 bis $100 \text{ mg P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-3}$, mit einer deutlichen Phosphorrücklösung aus dem Sediment nach Rogora et al. (2002), entsprechen etwa den Werten des Lauerzersees während den eutrophen 1970er und 1980er Jahren (AquaPlus 2002). Während des Sommers liegen die mittleren Chlorophyll a Gehalte im italienischen See zwischen $30 - 40 \text{ mg m}^{-3}$. Zwischen März und Oktober bildet sich eine stabile Schichtung, wobei das Hypolimnion ab Mitte Mai sauerstofflose Bedingungen aufweist. Die Sauerstoffzehrung scheint im italienischen See also entsprechend der höheren Phosphorbelastung stärker zu sein als heute im Lauerzersee, obwohl die flächenspezifische hypolimnische Sauerstoffzehrung im Lago Alsario nicht bestimmt wurde.

Durch diesen Vergleich des Lauerzersees mit diesen drei Seen wird klar, dass die Beziehungen zwischen Phosphorbelastung und Sauerstoffzehrung nicht eine fest definierte Grösse darstellen, sondern massgeblich von verschiedenen Faktoren wie Mischungsprozessen, interner Phosphorbelastung, Trübung oder anderen Belastungsquellen beeinflusst werden können. Die Annahmen für die zukünftige Entwicklung des Lauerzersees ist also mit einer Unsicherheit behaftet, jedoch sind die grundsätzlichen Beziehungen zwischen Phosphorbelastung, biologischer Produktion und Sauerstoffzehrung in der gleichen Grössenordnung wie in den Vergleichsseen.

6 Weitere mögliche Sanierungsziele

Nebst den im Kapitel 4 dargestellten „Sauerstoffszenarien“ können noch andere Sanierungsziele in Betracht gezogen werden. Diese beziehen sich explizit nicht auf die Sauerstoffzehrung, sondern stützen sich auf die Phosphorbelastung und die Verlandungstendenz des Lauerzersees.

6.1 Reduktion des Phosphorinputs bei einem hypothetischen natürlichen Zustand

Im Gegensatz zu einem naturnahen Zustand wird beim natürlichen Zustand der Mensch als Einflussfaktor ausgeschaltet. Zur Berechnung des natürlichen Trophiezustandes können zwei Methoden zur Anwendung kommen (Binderheim-Bankay 1998):

- Abschätzung des Phosphorinputs aufgrund der natürlichen Phosphor-Hintergrundbelastung mittels eines GIS-Modells unter der Annahme, dass das Einzugsgebiet bewaldet ist (flächenspezifischer Austrag aus Waldgebieten). Der Trophiezustand kann dann über die mittlere Seetiefe und dem Modell von (Vollenweider 1976) abgeschätzt werden.
- Abschätzung des Trophiezustandes mittels Sedimentuntersuchungen.

Die Kieselalgenuntersuchung im Sediment des Lauerzersees auf weiter zurückliegende Jahre von AquaPlus (2006a) brachte aufgrund der fehlenden Kieselschalen keine Ergebnisse und die Analyse der Phosphor-Hintergrundbelastung wurde bei der Untersuchung durch EBP (2004) nicht durchgeführt. Deshalb soll hier eine grobe Abschätzung der P-Reduktion zur Erreichung des hypothetischen natürlichen Zustandes aus der Literatur vorgenommen werden.

Nach Binderheim-Bankay (1998) ist die natürliche Phosphorflächenbelastung bei 15 untersuchten Kleinseen um ungefähr 80 – 85 % tiefer als im aktuellen Zustand. Überträgt man dieses maximale P-Reduktionspotential auf den Lauerzersee, erhält man eine Abschätzung für den Phosphorinput unter natürlichen Umständen. Dieser kann mit dem flächenspezifischen Austrag aus Waldgebieten von $0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach FAC (1991) verglichen werden. Gemäss der Arealstatistik von EBP (2004) sind etwa 38 % des Einzugsgebietes bewaldet, also etwa 27 km^2 . Das ergibt einen aktuellen jährlichen Export aus Waldgebiet bzw. Inputanteil in den Lauerzersee von rund $0.26 \text{ t P}_{\text{tot}} \text{ a}^{-1}$. Bei angenommener totaler Bewaldung wären das $0.7 \text{ t P}_{\text{tot}} \text{ a}^{-1}$. Im Vergleich zum berechneten Input von $5.9 \text{ t P}_{\text{tot}}$ (EBP 2004, Tabelle 1) müsste die heutige P-Fracht also um 88 % reduziert werden, was in der gleichen Grössenordnung liegt wie die abgeschätzte Reduktion nach Binderheim-Bankay (1998). Aufgrund der veränderten Bedingungen im Einzugsgebiet (Hydrologie, Erosion, usw.) sind die konkreten Verbesserungen der Sauerstoffbedingungen und die Bestimmung des Trophiestatus nicht abschätzbar. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass ein mesotropher Zustand erreicht würde, eventuell mit Tendenz zur Oligotrophie.

6.2 Tolerable Verlandungsrate

In Berücksichtigung der besonderen Verhältnisse (Kapitel 5, insbesondere der signifikante Input an suspendierten Feststoffen und die starke Verlandungstendenz im Westbecken) stellt sich die Frage, ob das gesetzliche Ziel von $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (GSchV 1998) für den Lauerzersee realistisch ist.

Binderheim-Bankay (1998) hat Sanierungsziele für natürlich eutrophierte Kleinseen entwickelt, die nicht explizit im GSchG erwähnt sind. Die Begründung liegt in den

besonderen natürlichen Verhältnissen dieser stehenden Gewässer. Da sie in einem sehr reifen geologischen Seenalter sind, ist es nicht realistisch, überall und zu jeder Zeit $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ zu verlangen. Das Hauptproblem dieser Gewässer ist die Verlandung, ein natürlicher Prozess, der jedoch durch intensive Landwirtschaft stark beschleunigt wird. Als langfristiges mögliches Sanierungsziel wird deshalb die Minimierung der Verlandungsrate vorgeschlagen.

Mittels einer Verringerung der Erosion in der Landwirtschaft ist automatisch auch eine Reduktion des P-Austrags aus landwirtschaftlich genutzten Böden verbunden, was eine Reduktion des P-Inputs in den Lauerzersee bewirken würde. Zugleich unterstützen solche Massnahmen auch die Bauern selbst, da der stetige Verlust von Humus und produktiver Fläche vermindert wird. Die Effizienz des Erosionsschutzes ist insbesondere auf Ackerflächen gross, eine Reduktion und Begrünung der Ackerflächen sowie angepasste Pflugtechniken und Terrassierungen sind deshalb sinnvoll. Allerdings wird dieses Argument in unserem Fall relativiert, weil die Ackerflächen nach Peter & Erdiakoff (2004) nur 16 ha (0.2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche) betragen und somit Erosionsschutzmassnahmen zur Reduktion des Partikeleintrags wenig wirksam sein dürften.

6.3 Tolerierbare Flächenbelastung nach Vollenweider

Für grosse Seen hat sich das Modell von Vollenweider, das mit der Gesamtposphorkonzentration während der Frühlingsvollzirkulation und der tolerierbaren flächenspezifischen Phosphorbelastung arbeitet, gut bewährt, so zum Beispiel auch für den Vierwaldstättersee (Vollenweider 1976, Eawag 1992). Seine Anwendung auf den Lauerzersee ist insofern problematisch, als dieser See spezifische Eigenschaften hat (Kapitel 1 und 5). Ferner fehlt für den Lauerzersee nach wie vor eine genaue Zuflussuntersuchung und damit eine genaue Inputfracht der Nährstoffe. Eine grobe Abschätzung der Jahre 1980-1984 ergab eine spezifische Phosphorfracht von $3.7 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Eawag 1986, Bloesch 1999). Nimmt man die von EBP (2004) geschätzte P-Fracht (Tabelle 2) erhält man spezifische Belastungen von $1.9 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und $1.1 \text{ g P}_{\text{bio}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Nach Bloesch (1999) darf die flächenspezifische Gesamtposphorbelastung 0.45 bis $0.9 \text{ g P}_{\text{tot}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ nicht übersteigen, um die Eutrophierung des Sees zu verhindern. Es zeigt sich also, dass der P-Input aufgrund der Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet zwar generell abgenommen hat, der Anteil aus dem Landwirtschaftsgebiet tendenziell jedoch immer noch zu hoch ist, um die Kriterien nach Vollenweider zu erfüllen.

Die in Kapitel 4 errechneten Szenarien ergeben vergleichsweise folgenden flächenspezifischen Input an bioverfügbarem Phosphor (dabei ist zu berücksichtigen, dass die Sauerstoffszenarien die P-Belastung via Verknüpfung mit der Primärproduktion und der Sedimentation berechnen):

Status Quo 2004 (keine Input Reduktion):	$2.1 - 2.9 \text{ g P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$
Potential Landwirtschaft (22% Input Reduktion):	$1.7 - 2.3 \text{ g P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$
Verhinderung O₂-Defizit (34% Input Reduktion):	$1.4 - 1.9 \text{ g P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$
> $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (62% Input Reduktion):	$0.8 - 1.1 \text{ g P}_{\text{bio,net}} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$

Da die Modell-Ansätze verschieden sind, können die Zahlen nicht direkt verglichen werden, geben aber einen relativen Bezug zum Vollenweider-Modell. Man sieht, dass nur die Maximalvariante $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ in den Bereich der Toleranzgrenze von Vollenweider kommt, was den Modellvorstellungen einigermaßen entspricht. Da diese Variante aber kaum möglich ist (Kapitel 4), kommt das Sanierungsziel zur Verhinderung des Sauerstoffdefizites ins Spiel,

die sich immerhin der oberen Grenze im Vollenweidermodell annähert. Die beiden andern Varianten ergeben eindeutig zu hohe Belastungen.

6.4 Einhaltung des Status Quo

Schliesslich ist nach den gesetzlichen Vorschriften auch eine Einstellung der Sanierung des Lauerzersees möglich, da die Konzentrationen des Gesamtphosphors während der Frühlingszirkulation (2003, 2004, 2005) unter den Zielwerten gemäss BUWAL (1998) liegen. Die mittleren Jahreskonzentrationen sind zwar grösser, dies dürfte jedoch vor allem auf zwei Prozesse zurückzuführen sein. Einerseits wird der Gesamtphosphor während der produktiven Zeit über die Zuflüsse eingetragen, der verfügbare Anteil für die biologische Produktion verbraucht und in die Biomasse eingebaut, ungefähr zur Hälfte über den Abfluss ausgeschwemmt und zur Hälfte im Sediment abgesetzt. Andererseits wird ein signifikanter Teil des entsprechenden Phosphorgehaltes im Sommer auf die Rücklösungen von Phosphat aus dem Sediment ins Hypolimnion zurückzuführen sein. Diese Menge ist für die Produktion im Epilimnion während der Sommerstagnation nicht vollständig verfügbar und wird im Verlauf der Herbstzirkulation zumindest teilweise wieder ausgefällt oder ausgewaschen. Darüber hinaus entspricht der aktuelle Zustand nach AquaPlus (2002, 2005) und Odermatt (1970) bezüglich der Konzentrationen des Gesamtphosphors und des Sauerstoffs beinahe dem Zustand in den 1960er Jahren. Der kontinuierliche Rückgang der Gesamtphosphorkonzentration während der Frühlingszirkulation, welcher seit 1980 festgestellt wird (AquaPlus 2002), scheint noch nicht abgeschlossen zu sein. Wenn man den Zielzustand allgemein als „mesotroph“ definiert, scheint sich der See also aufgrund der bisher getroffenen Gewässerschutzmassnahmen (insbesondere der etablierten Kläranlagen im Einzugsgebiet und der landwirtschaftlichen Entwicklung zur Integrierten Produktion) langsam diesem Zustand zu nähern.

Um die Einhaltung des Status Quo zu gewährleisten ist ein Monitoring für den Lauerzersee angebracht, wobei die Sauerstoff- und Gesamtphosphorkonzentrationen am Anfang, in der Mitte und am Ende der Sommerstagnation bestimmt werden sollten. Eine Berücksichtigung des Lauerzersees als 62a-Projekt in 2. Priorität nach BUWAL (1998) ist denkbar. Eine konsequente Umsetzung der Gewässerschutzmassnahmen ausserhalb eines 62a-Projektes sollte aber nicht vernachlässigt werden.

Zusammenfassend aus Kapitel 4 und 6 stellen wir folgende Sanierungsziele und Massnahmenpakete in der Reihenfolge von kleiner zur maximalen P-Reduktion zur Diskussion:

1. Beibehaltung des Status Quo (mit einem minimalen Monitoring)
2. P-Reduktion um 22 % (mittels Seevertrages in der Landwirtschaft)
3. Verhinderung Sauerstoffdefizit (mittels Strukturwandels in der Landwirtschaft)
4. Tolerable Verlandungsrate (durch Erosionsschutzmassnahmen)
5. Einhaltung O₂-Konz. > 4 mg L⁻¹ (durch eine hypothetische Einstellung der Landwirtschaft)
6. Natürlicher Zustand (unter der hypothetischen Annahme ohne Besiedlung)

7 Erfolgskontrolle und laufendes Messprogramm

Eine Erfolgskontrolle der Massnahmen in der Landwirtschaft ist unabdingbar. Im Sinne einer Wirkung/Ursache-Beziehung sollen insbesondere die beiden Parameter Sauerstoff und Gesamtphosphor im See überwacht werden. Neben diesem Minimalmonitoring werden insbesondere bei weitergehenden Massnahmen zur P-Reduktion zusätzliche Untersuchungen empfohlen.

7.1 Beurteilung des laufenden Messprogrammes

Das laufende Messprogramm nach AquaPlus (2005, 2006), mit einer monatlichen Beprobung aller relevanten Parameter, war ideal abgestimmt für eine ausreichende Bestimmung des Vergleichszustandes 2004. Eine Reduktion des Messprogramms ist ohne signifikanten Informationsverlust nicht möglich. Einzig die Bestimmung des relativ konstanten DOC könnte auf 1-2 Messungen pro Jahr reduziert werden, im Sinne von AquaPlus (2005). Die Untersuchungen im Jahr 2005 haben bestätigt, dass es je nach Witterung (z.B. Eisbedeckung im Winter, Sommerhochwasser) grosse jährliche Unterschiede im Seegeschehen geben kann. Es wäre daher von grösstem Interesse, eine längere Messserie zur Verfügung zu haben, um die im Vergleichsjahr 2004 gemachten Annahmen und abgeschätzten Grössen zu verifizieren.

7.2 Minimales Monitoring

Für die Überwachung der Sauerstoffbedingungen des Hypolimnions im Status Quo genügen Tiefenprofile der Sauerstoff- und Gesamtphosphorkonzentrationen (unfiltriert und filtriert) Anfang, Mitte und Ende der Sommerstagnation mit gleichzeitiger Bestimmung der Wassertemperatur und elektrischer Leitfähigkeit.

Um eine Stoffbilanz und Erfolgskontrolle für die Sanierungsziele *P-Reduktion 22 %* und *Verhinderung eines Sauerstoffdefizites* zu gewährleisten, ist zusätzlich die Messung der reduzierten Verbindungen im Hypolimnion unabdingbar. Der Rückgang im Sauerstoffdefizit kann nur mit diesen Messungen überprüft werden.

7.3 Weitergehendes Monitoring

Darüber hinaus sind folgende Untersuchungen des Sediments wünschenswert:

- Bestimmung der Nettosedimentation des Phosphors aus Sedimentkernen
- Analyse der reduzierten Verbindungen in Sediment-Tiefenprofilen
- Bestimmung der Sauerstoffzehrung des Sediments.

Damit können der P-Sedimentationsflux und die P-Rücklösung aus den Sedimenten einigermaßen quantifiziert und die Rolle der internen P-Düngung erhellt werden.

Folgende Zufluss-Untersuchungen würden eine umfassendere Erfolgskontrolle erlauben:

- Bestimmung der Phosphorfrachten aus Zuflussuntersuchung nach Bloesch (1999) und Moosmann & Wüest (2004).
- Charakterisierung der Einschichtungstiefen der Steiner Aa mittels Temperaturloggern.

Im Sinne eines längerfristigen Monitorings der Verlandungsrate werden folgende Untersuchungen vorgeschlagen:

- Sedimentationsmessungen mit Sedimentfallen
- Bestimmung der Nettosedimentation (aus Kalzitausfällung, Biomasse und externer Feststofffracht).

8 Diskussion der möglichen Sanierungsziele

Die 6 Szenarien (siehe Tabelle 10) müssen bezüglich des Referenz- beziehungsweise Zielzustandes (mesotroph), der zu dessen Erreichung erforderlichen Massnahmen und der Realisierbarkeit bewertet werden. Dabei müssen die im Kapitel 5 beschriebenen limnologischen Besonderheiten des Lauerzersees mitberücksichtigt werden (Verlandungstendenz und geringe Sauerstoffkapazität des Hypolimnions). Dies spielt für die Erreichung der Ziele beziehungsweise die praktische Umsetzung des Gewässerschutzes eine Rolle, denn die GSchV (1998) hält bezüglich der gesetzlichen Anforderungen an stehende Gewässer ausdrücklich fest, dass „besondere natürliche Verhältnisse vorbehalten bleiben“. Diese sind unseres Erachtens in Anbetracht der Datenlage gegeben, und wir erachten deshalb die gesetzlichen Anforderungen an P-Gehalt ($20 \mu\text{g P}_{\text{tot}} \text{L}^{-1}$) und O_2 -Konzentration ($> 4 \text{mg L}^{-1}$) nicht als zentral.

Tabelle 10 fasst für die aufgestellten Sanierungsziele: die Massnahmenpakete in der Landwirtschaft, den erforderlichen Rückgang in den P-Einträgen, den erwarteten Trophiezustand und die notwendige Erfolgskontrolle im See zusammen.

Tabelle 10: Szenarien für Sanierungsziele

	Status Quo	P-Reduktion 22 %	Verhinderung Sauerstoffdefizit	Tolerable Verlandung	O_2 -Konz. $> 4 \text{mg L}^{-1}$	Natürlicher Zustand
<i>Massnahmen/ Annahmen</i>	Monitoring	Seevertrag	Strukturwandel	Erosionsschutz	keine Landwirtschaft	keine Besiedlung
<i>P_{bio}-Reduktion</i>	heutiger Trend	22 %	34 %	abnehmend	62 %	88 %
<i>mittelfristiger Zustand</i>	meso- eutroph O_2 - Defizit	meso- eutroph O_2 - Defizit	mesotroph kein O_2 -Defizit	verlängerte Lebensdauer	mesotroph sauerstoffhaltig	meso-oligotroph
<i>Erfolgskontrolle</i>	Minimalmonitoring	Minimalmonitoring Sedimentbeprobung	Minimalmonitoring Sedimentbeprobung Zuflussuntersuchung	Sedimentationsuntersuchung	Minimalmonitoring	-

Eine Reduktion des P-Eintrages zur Einhaltung der Sauerstoffkonzentrationen von 4mg L^{-1} im Tiefenwasser des Lauerzersees ist aufgrund der geringen Mächtigkeit des Hypolimnions für den Lauerzersee nicht realistisch. Dazu wäre eine hypothetische Einstellung der Landwirtschaft notwendig. Ebenso ist ein natürlicher Zustand des Lauerzersees mit einer totalen Bewaldung im Einzugsgebiet nicht denkbar.

Durch die bisherige Entwicklung (Sanierung der Punktquellen, teilweise integrierte Produktion in der Landwirtschaft) wurde eine deutliche Reduktion der P-Einträge erreicht. Die Phosphorbelastung des Lauerzersees ist aber immer noch zu hoch. Obwohl die vorherrschenden Fischarten in ihrer Entwicklung und Fortpflanzung nicht gehindert werden, ist zur Vergrösserung des Lebensraumes für die Fische und das Benthos eine weitere Verminderung der P-Einträge nötig. Der Status Quo ist deshalb aus der Sicht des Gewässerschutzes ungenügend.

Ferner ist aufgrund der Daten- und Aktenlage klar, dass die externe Phosphorbelastung durch die Landwirtschaft auch für den Lauerzersee von zentraler Bedeutung ist. Eine Reduktion des Inputs an bioverfügbarem Phosphor und organischem Kohlenstoff wird eine Verbesserung der Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion bringen. Eine Reduktion des Phosphorinputs um 22 % nach Peter & Erdiakoff (2004) wird aber als zu gering eingeschätzt. Die erwartete Nettosystemproduktion und Sauerstoffzehrung unter diesem Sanierungsszenario sind etwa gleich gross wie im Jahr 2005 und dürften sich deshalb im Rahmen der jährlichen Schwankungen bewegen. Ein Sauerstoffdefizit am Ende der Sommerstagnation bleibt auf

jeden Fall bestehen und der sauerstoffhaltige Lebensraum wird sich nicht signifikant vergrössern.

In Anbetracht des signifikanten Inputs an suspendierten Feststoffen und der starken Verlandungstendenz des Lauerzersees könnte das Sanierungsziel der tolerablen Verlandungsrate in Betracht gezogen werden. Durch den geringen Anteil der Ackerflächen im Einzugsgebiet des Lauerzersees sind aber Erosionsschutzmassnahmen in der Landwirtschaft für eine Verringerung der Verlandungsrate kaum genügend wirksam.

Ein prinzipiell erreichbares Ziel, welches eine Erweiterung des Lebensraumes für Fische und Benthos ergeben würde, wäre die **Vermeidung von einem Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser. Um dies zu erreichen ist eine Reduktion des P-Eintrages von rund 34 % notwendig.** Durch die Vergrösserung des sauerstoffhaltigen Lebensraumes wäre eine teilweise Wiederbesiedlung des Profundals durch Würmer und andere Invertebraten von den Uferzonen aus möglich. Mittel- bis langfristig wird eine Verbesserung der Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion den Lebensraum der Bodenfauna und Fische während des Sommers deutlich vergrössern.

9 Empfehlungen und Expertenfragen

9.1 Empfehlungen

Die Tabelle 10 gibt einen Überblick über die zur Diskussion gestellten 6 Szenarien und Massnahmen. Aufgrund der gegebenen Umstände muss der Lauerzersee als Sonderfall nach GschV (1998) betrachtet werden. Die Erreichung von $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ist deshalb eine Vision und kaum zu realisieren (auch der natürliche Referenzzustand kann kaum je wieder erreicht werden). Wir empfehlen das Szenario **Verhinderung des Sauerstoffdefizits (Strukturwandel in der Landwirtschaft)** als am besten geeignet, den naturnahen mesotrophen Zustand des Lauerzersees zu erreichen/gewährleisten. Die Massnahmen dafür beinhalten zusätzliche landwirtschaftliche Massnahmen wie sie schon in Abschnitt 4.3 (Seevertrag der Landwirte) formuliert worden sind, die aber zu wenig weit gehen. Damit kann unseres Erachtens Art. 62a GSchG angewendet werden. Das Szenario *Status Quo* (Minimalmonitoring) erachten wir als ungenügend, die Massnahme für den Erosionsschutz in der Landwirtschaft ist wegen der geringen Ackerfläche im Einzugsgebiet nur beschränkt anwendbar.

Das Sanierungsziel soll sich also am Sauerstoff im Hypolimnion während der Sommerstagnation orientieren. Die Auswahl an Szenarien soll eine Diskussionsgrundlage zur schlussendlichen Festsetzung des definitiven Sanierungszieles liefern.

9.2 Beantwortung der Expertenfragen

- a) Der natürliche (Ur-)Zustand des Lauerzersees mit einem total bewaldeten Einzugsgebiet und ohne Einwirkung des Menschen kann nicht genauer definiert werden und kommt für den praktischen Gewässerschutz nicht in Betracht. Der naturnahe Trophiezustand des Lauerzersees kann als mesotroph bezeichnet werden. Bei einer mittleren Produktion ist aufgrund der hydrologischen und morphologischen Besonderheiten ein gewisser Sauerstoffschwund im Hypolimnion zu akzeptieren. In der Praxis kann eine Verhinderung des Sauerstoffdefizits als Zielzustand verwendet werden. Ein völlig sauerstoffhaltiges Hypolimnion ist dagegen unrealistisch.
- b) Die hypolimnische Sauerstoffzehrung ist nicht durch geogen freigesetztes Methan bedingt, sondern beruht auf der Mineralisation der biologischen Produktion.
- c) Das quantitative Sanierungsziel für einen naturnahen Zustand des Lauerzersees wird damit definiert, dass während der Sommerstagnation kein Sauerstoffdefizit entsteht.
- d) Das Gewässerschutzgesetz wird insofern erfüllt, dass die GSchV „besondere natürliche Verhältnisse“ vorbehält, wenn die $4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ nicht erreichbar sind, was für den Lauerzersee zutrifft. Um das in c) definierte Ziel zu erreichen sind umfassende Massnahmen in der Landwirtschaft im Einzugsgebiet nötig, sodass GSchG Art.62a zur Anwendung kommen kann.
- e) Das laufende Messprogramm ist zur Erfolgskontrolle der Massnahmen ideal (Kapitel 8). Eine Reduktion ist mit grossem Informationsverlust verbunden. Für die Überwachung der empfohlenen Variante „Verhinderung Sauerstoffdefizit“ genügt jedoch ein Minimalmonitoring (3 Sommerprofile von Phosphor, Sauerstoff, reduzierte Verbindungen, Temperatur und Leitfähigkeit). Es werden jedoch auch weitere Untersuchungen empfohlen, um Spezialfragen abzuklären. Eine Zuflussuntersuchung könnte Klarheit über den tatsächlichen Nährstoffinput geben.

Für die Eawag: Kastanienbaum, 12. April 2006

Lorenz Jaun (Projekt) Alfred Wüest (Leiter SURF)

10 Literaturliste

AquaPlus (2002). Entwicklung des Gesamtphosphors im Lauerzersee anhand der im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Zug, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

AquaPlus (2005). Untersuchung des Lauerzersees. Zug, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

AquaPlus (2006). Untersuchung des Lauerzersees (Kanton Schwyz). Zug, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

AquaPlus (2006a). Ergänzung zur Rekonstruktion der Trophiegeschichte und des Gesamtphosphors des Lauerzersees mittels im Sediment eingelagerten Kieselalgen. Zug, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

Bettler, B. (1998). Profilaufnahmen Lauerzersee 1977 und Diskussion der Resultate unter Berücksichtigung des Datenmaterials Lauerzersee und -zuflüsse 1965-1997. Brunnen, Laboratorium der Urkantone.

Binderheim-Bankay, E. A. (1998). Sanierungsziel für natürliche eutrophe Kleinseen des Schweizer Mittellandes. Dissertation an der EAWAG. Zürich, ETH.

Bloesch, J. (1999). Integraler Gewässerschutz Lauerzersee und Einzugsgebiet. Dübendorf, Eawag, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

Bloesch, J., Stadelmann, P., Bühler, H. (1977). "Primary production, mineralization, and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss lakes." Limnology and Oceanography **22**: 511-526.

Bossard, P., Gächter, R. (1981). "Methan- und Sauerstoffhaushalt im mesotrophen Lungernsee." Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie **43**(2): 219-252.

BPP (2002). Regulierung Lauerzersee (Wehrreglement), Voruntersuchung zum Umweltverträglichkeitsbericht. Schwyz, Birchler, Pfyl + Partner AG (BBP), Aquaplus, Beffa, im Auftrag des Baudepartement des Kantons Schwyz (Wasserbau).

Büchi, U. P., Amberg, R. (1983). "Erdgasindikationen des schweizerischen Alpennordrandes." Bulletin der Vereinigung Schweizerischer Petroleum-Geologen und Ingenieure **49**(177): 69-94.

BUWAL (1998). Konzept zur Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Bundesamt für Landwirtschaft.

Claypool, G., E, Kvenvolden, K.A. (1983). "Methane and other hydrocarbon gases in marine sediment." Annual Reviews of Earth and Planetary Science **11**: 299-327.

Diem, T. (2004). Spurengasemissionen aus alpinen Stauseen. Eawag Kastanienbaum.

Eawag (1986). Vorstudie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees, Eawag-Bericht Nr. 4711, 25. April 1986.

Eawag (1992). Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. Zuflussuntersuchung 1989, Eawag-Bericht Nr. 4752, 15. September 1992.

EBP (2004). Lebensraum Lauerzersee. Teilprojekt Landwirtschaft zur Sanierung des Lauerzersees. Teilaufgabe 1: Zusammenstellung der Grundlagen und Erkenntnisse. Zollikon, Ernst Basler + Partner (EBP), im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

Effler, S. W. (1996). Limnological and engineering analysis of a polluted urban lake. Prelude to environmental management of Onondaga Lake, New York, Springer-Verlag.

FAC (1991). Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bericht 1. Teil. Liebefeld-Bern, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie Umwelthygiene.

Gasser, J. (2003). "Geologie und Geotope im Kanton Schwyz." Berichte der Schwyzerischen Naturforschenden Gesellschaft **Heft 14**: 63-82.

Gruber, N., Wehrli, B., Wüest, A. (2000). "The role of biogeochemical cycling for the formation and preservation of varved sediments in Soppensee (Switzerland)." Journal of Paleolimnology **24**: 277-291.

GSchG (1991). Gewässerschutzgesetz, Art. 62a, Stand am 6. April 2004.

GSchV (1998). Gewässerschutzverordnung, Anhang 2. Stand am 18. November 2003.

Guthruf, J., Guthruf-Seiler K., Zeh, M. (1999). Kleinseen im Kanton Bern. Bern, Gewässer und Bodenschutzlabor des Kantons Bern (Hsg.).

Hovland, M., Judd, A.G. (1993). "The global flux of methane from shallow submarine sediments." Chemosphere **26**(1-4): 559-578.

Kallio, K. (1994). "Effect of summer weather on internal loading and Chlorophyll a in a shallow lake: a modeling approach." Hydrobiologia **275/276**: 371-378.

Knuutila, S., Pietiläinen, O. P., Kauppi, L. (1994). "Nutrient balances and phytoplankton dynamics in two agriculturally loaded shallow lakes." Hydrobiologia **275/276**: 359-369.

Lambert, A., Pfeiffer, Ch. (1990). "Neuvermessung des Lauerzerseebeckens." Wasser, Energie, Luft **82**(9): 190-194.

Liechti, P. (1994). Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 237. Bern, BUWAL (Hsg.).

Livingstone, D. M., Imboden, D. (1995). "The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a plea for a deductive approach." Canadian journal of fisheries and aquatic sciences **53**: 924-932.

Matthews, D. A., Effler, S. W. (2006). "Long-term changes in the areal hypolimnetic oxygen deficit (AHOD) of Onondaga Lake: Evidence of sediment feedback." Limnology and Oceanography **51**(1-2): 702-714.

Moosmann, L., Wüest A. (2004). Sanierung des Lauerzersees - Phosphoreintrag und Bilanz. Kastanienbaum, Eawag, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

Müller, B. (2002). "Biolandbau - eine Lösung für das Phosphorproblem der Mittellandseen." Kommunalmagazin **19**(10): 27-30.

Odermatt, J. M. (1970). "Limnologische Charakterisierung des Lauerzersees mit besonderer Berücksichtigung des Planktons." Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie **32**: 1-75.

OECD (1980). OECD Eutrophication Program, Regional Project, Alpine Lakes., Swiss Federal Board for Environmental Protection & OECD.

Peter, K., Erdiakoff, I. (2004). Phosphor-Reduktionsstudie für den Lauerzersee. Bern, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz des Kantons Schwyz.

Reinhardt, M., Gächter, R., Wehrli, B., Müller, B. (2005). "Phosphorus Retention in Small Constructed Wetlands Treating Agricultural Drainage Water." Journal of environmental quality **34**: 1251-1259.

Rogora, M., Garibaldi, L., Morabito, G., Arisci, S., Mosello, R. (2002). "Present trophic level of Lake Alsario (Northern Italy) and prospects for its recovery." Journal of Limnology **61**(1): 27-40.

Schoell, M. (1984). Wasserstoff- und Kohlenstoffisotope in organischen Substanzen, Erdölen und Erdgasen. Hannover, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Deutschland.

Vollenweider, R. A. (1976). "Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication." Mem. Ist. Ital. Idrobiol. **33**: 53-83.

Whiticar, M. J. (1999). "Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane." Chemical Geology **161**: 291-314.

11 Anhang

11.1 Expertenbefragung

Folgende Experten wurden befragt:

Experte/in	Institution
V. Prasuhn	FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich
B. Müller	Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Kastanienbaum
F.J. Dettling	Fischereiaufseher Kanton Schwyz
R. Müller	Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Kastanienbaum
R. Wyss	Dr. Roland Wyss GmbH, Frauenfeld
P. Bodmer	Terraplan, Ennetbürgen
P. Bossard	Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Kastanienbaum
E. Binderheim-Bankay	Sponsolim Umweltconsulting, Bülach

11.2 Methan im Lauerzersees

Dieses Kapitel zeigt die Resultate aus den Feldmessungen im Lauerzersee. Die Probennahme und Messanalytik bei den Sediment- und Wasserproben sind im Abschnitt 2.3 beschrieben. Der Zusammenhang mit der Sauerstoffzehrung wird im Kapitel 3 erläutert.

Methankonzentrationen und Isotopensignale im Sediment

In der folgenden Abbildung sind die Wasserstoff- und Kohlenstoffisotopensignale von allen untersuchten Sedimentabschnitten dargestellt.

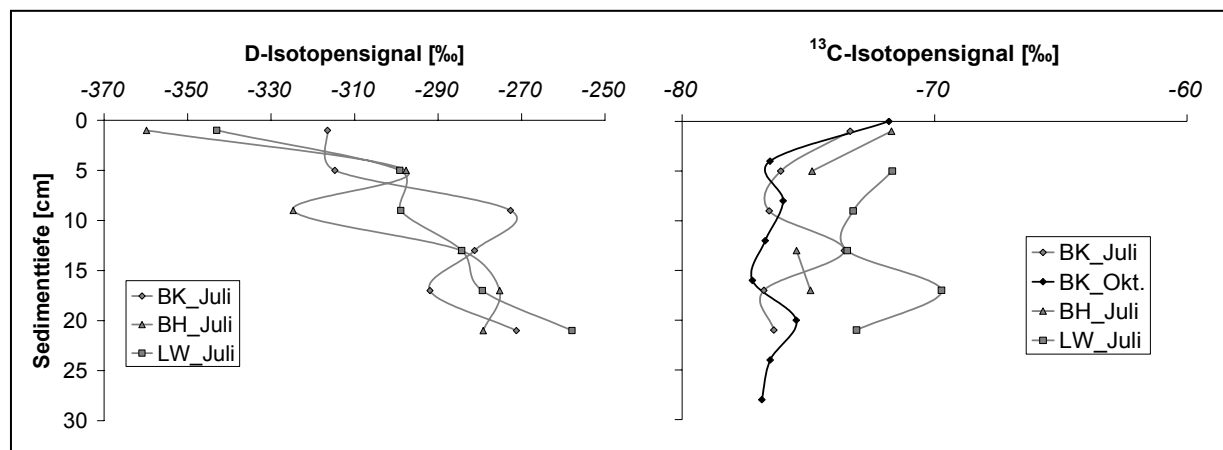


Abbildung 1 Isotopensignale im Porenwasser des Sediments im Lauerzersee.

Das D-Isotopensignal variiert im Juli in den Sedimentkernen aller beprobten Messorte zwischen -250 bis -360 ‰. Mit dem ^{13}C -Isotopensignal im Juli und Oktober zwischen -70 bis -77 ‰ lässt sich das Methan im Porenwasser des Sediments nach Whiticar (1999) dem biogenen Typ zuordnen. Die Methankonzentrationen im Porenwasser aller beprobten Sedimentkerne variierten während der Probennahme im Juli und Oktober zwischen 1 bis 10 mg L^{-1} . Die Ethankonzentration war in den meisten Sedimentproben im Juli unter der Nachweisgrenze. Von Einzelproben im Juli und dem grössten Teil der Oktoberproben wurde

ein mittleres Verhältnis von Ethan zu Methan von 0.7 % (minimal: 0.2, maximal 2 %) bestimmt. Zusätzlich konnten in den Sedimentproben vom Oktober Acetylen und Ethen nachgewiesen werden, die beim Abbau von Biomasse entstehen (Claypool & Kvenvolden 1983). Eine Quantifizierung dieser beiden Substanzen war nicht möglich, aufgrund der Signalstärke sind die Mengen aber in derselben Grössenordnung wie des Ethans. In den Sedimentproben vom Juli wurden diese beiden Substanzen nicht bestimmt.

Aus diesen Messungen soll der maximale geogene Anteil an Methan in den Sedimentproben abgeschätzt werden. Unter der Annahme eines maximalen ^{13}C -Isotopensignals für biogenes Methan in Binnengewässern von -80 ‰ und eines maximalen ^{13}C -Isotopensignals für geogenes Methan von -50 ‰ (siehe Abschnitt 2.3) resultiert für eine Methanmischung mit einem ^{13}C -Isotopensignal von -70 ‰ (maximaler Wert im Sediment) ein theoretisch maximal möglicher geogener Methananteil von 30 %. Eine weitere Einschränkung des geogenen Methananteils aufgrund von höherkettigen Kohlenwasserstoffen gestaltet sich schwierig. Nach Schoell (1984) ist der Anteil des Ethans zum Methan für biogenes Gas < 0.1 % und für geogenes Gas von 1 bis 40 %. Da das Ethan in den meisten Proben nicht in nachweisbaren Konzentrationen vorkam und die übrigen Messungen stark schwankende Anteile (0.2 bis 2 %) von Ethan zu Methan anzeigen, lässt sich dadurch keine weitere Einschränkung im geogenen Methananteil vornehmen. Zusätzlich wurden bei der Sedimentbeprobung im Oktober Gasblasen festgestellt. Damit besteht die Möglichkeit einer Verschiebung des Ethananteiles durch Entgasung von Methan, da Methan im Sediment um ein Vielfaches mehr übersättigt als die höheren Kohlenwasserstoffe. Durch die Kompression oder die Druckentlastung bei der Entnahme der Sedimentkerne ist eine bevorzugte Ausgasung des Methans möglich. Dies würde zu einer Überschätzung der Anteile an Ethan im Sediment führen.

Nachdem in den stichprobenartig entnommenen Sedimenten kein Nachweis über die Existenz und das Ausmass von geogenem Methan gefunden wurde, stellt sich die Frage, ob dieses in der Wassersäule erkennbar vorhanden sein könnte.

Methankonzentration und ^{13}C -Isotopensignal in der Wassersäule

Im flachen Deltabereich und im Einfluss der Steiner Aa wurden ^{13}C -Isotopensignale des Methans von -60 bis -65 ‰ im Wasser gemessen. Dies weist auf eine leichte Oxidation des unbestritten biogenen Methans im Einflussbereich der Steiner Aa hin. In aufgefangenen Gasblasen im Deltabereich der Steiner Aa anlässlich der Probenahmen vom Juni und Juli fanden wir zudem ^{13}C -Isotopensignale von -60 ‰. Dies sind weitere starke Indikationen, dass das Methan in den untersuchten Sedimentproben biogenen Ursprungs ist. Das Verhältnis von Ethan zu Methan in den wenigen gemessenen Wasserproben der Probenahme im Oktober beträgt zwischen 0.01 - 0.2 % (siehe Daten Anhang 11.3)

Die folgende Abbildung zeigt die gemessenen Methangehalte und Isotopensignale im Juli an den übrigen Messstellen.

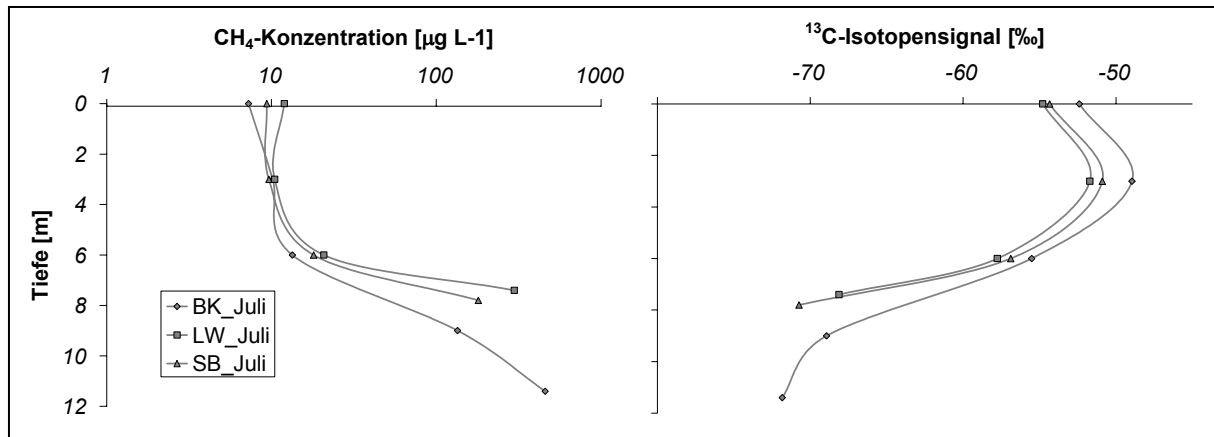


Abbildung 2 Methankonzentration und ^{13}C -Isotopensignal anlässlich der Probenahmen im Juli.

Im Juli variieren die Methangehalte in den tiefsten Probenahmestellen der verschiedenen Messorte zwischen 180 bis $458 \mu\text{g L}^{-1}$, also eine Abnahme um einen Faktor 2 - 20 gegenüber den Methankonzentrationen im Porenwasser des Sedimentes. Nach oben zur Wasseroberfläche nehmen die Konzentrationen bis zu einer Wassertiefe von 6 m deutlich ab, was zu einem abgeschätzten diffusiven Stofffluss von 7 bis $17 \text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ führt, welcher durch Abbauprozesse aufrechterhalten wird. Der Rückgang in den Methangehalten zwischen 6 bis 3 m Wassertiefe ist mit Stoffflüssen von 0.2 bis $3 \text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ wesentlich geringer. Die Konzentration an der Wasseroberfläche ist 100- bis 200-fach übersättigt.

Gleichzeitig mit der Abnahme in den Methankonzentrationen ist eine Zunahme im ^{13}C -Isotopensignal zu beobachten, was deutlich auf eine mikrobielle Oxidation des Methans schliessen lässt. Nach AquaPlus (2006) wurden im Hypolimnion des Bierkellers am selben Tag 0 bis 1mg L^{-1} Sauerstoff gemessen, was für die Oxidation der deutlich geringeren Methanmengen ausreichen dürfte. Ob der Anstieg im Isotopensignal zusätzlich auf eine Einmischung von geogenem Methan hinweisen könnte, was aufgrund der Abnahme in den Methankonzentrationen zwar unrealistisch erscheint, wird mittels des Koeffizienten ε der Isotopenfraktionierung analysiert (siehe Abschnitt 2.3). Berechnet man ε für die gemessenen Veränderungen in der Konzentration und im Isotopensignal des Methans, resultieren Werte zwischen 2 bis 10. Die Zunahme im Isotopensignal wird also durch die mikrobielle Oxidation erklärt. Es wird deshalb angenommen, dass keine zusätzliche Einmischung von geogenem Methan stattfindet.

Im Weiteren werden die Methangehalte und Isotopensignale der einzelnen Messorte dargestellt. Folgende Abbildung zeigt die Messresultate im Bierkeller (tiefste Seestelle) im Ostbecken des Lauerzersees.

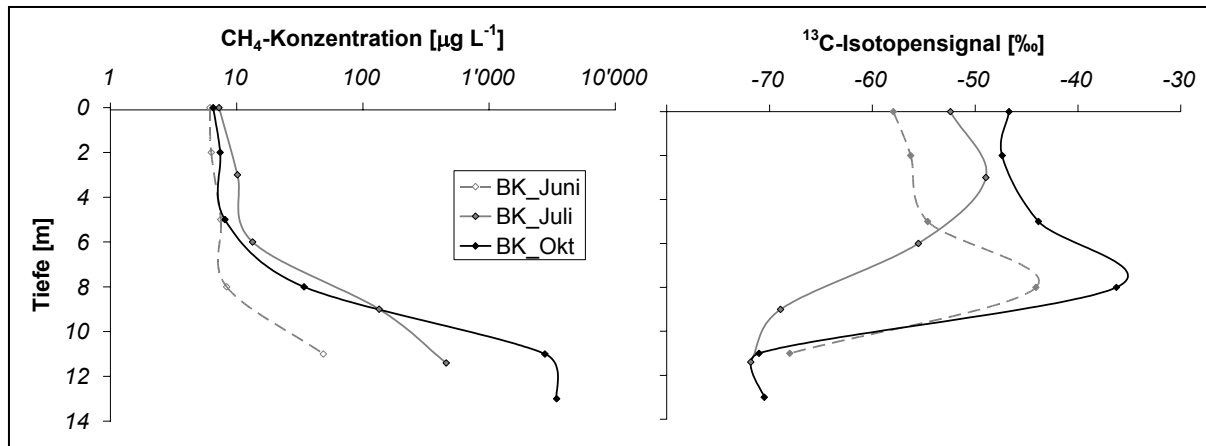


Abbildung 3 Methankonzentration und ^{13}C -Isotopensignal im Bierkeller für alle durchgeführten Probennahmen.

Die Methankonzentrationen in der Wassersäule des Bierkellers nehmen von 11 m bis zu einer mittleren Wassertiefe von 8 m deutlich ab und bleiben im Oberflächenwasser (5 - 0 m) relativ konstant. Im Oktober ist zwischen 13 und 11 m Wassertiefe keine Veränderung in der Konzentration und im Isotopensignal zu beobachten. Es wird angenommen, dass zu dieser Zeit die Sauerstoffkonzentrationen in dieser Tiefe nicht für die Oxidation der Methanmenge ausreichen. Im Verlauf des Sommers kommt es in 11 Meter Wassertiefe zu einer Akkumulation an Methan, mit einer Erhöhung der Methankonzentration von Juni bis Oktober um einen Faktor 50.

Mit der Abnahme der Methankonzentrationen im Tiefenprofil zeigt sich generell eine Zunahme des Isotopensignals (mit den Koeffizienten für die Isotopenfraktionierung ϵ zwischen 2 und 13). Im Oktober steigt das Isotopensignal im Gegensatz zum Juli zwischen 8 und 5 m nicht an, sondern nimmt wie im Juni zur Wasseroberfläche hin ab. Ein möglicher Grund für diesen Abfall könnte die Einmischung biogenen Methans aus dem Einflussbereich der Steiner Aa sein.

Für das Westbecken des Lauerzersees zeigen sich ähnliche Resultate, wie folgende Abbildung zeigt:

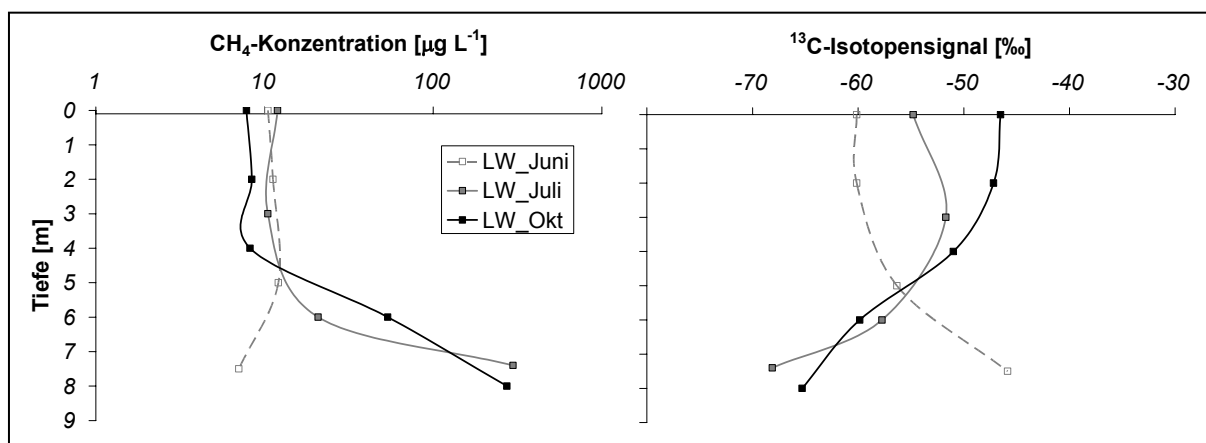


Abbildung 4 Methankonzentration und ^{13}C -Isotopensignal in Lauerz West für alle durchgeführten Probennahmen.

Im Juli und Oktober zeigt sich für die Messstelle Lauerz West eine deutliche Abnahme in den Methangehalten von ungefähr 8 bis 5 m Wassertiefe und eine gleich verlaufende Zunahme des Isotopensignals mit ϵ zwischen 3 und 9. Die Methankonzentrationen sind im Juni

deutlich tiefer. Auffallend ist im Juni das erhöhte Isotopensignal über dem Sediment. Es wird angenommen, dass das Methan an dieser Stelle bereits oxidiert vorliegt. Diese Annahme wird dadurch gestützt, dass ein negativer Konzentrationsgradient in der Wassersäule vorhanden ist. Sauerstoff ist in ausreichenden Mengen vorhanden, da 4 Tage vorher im Bierkeller Sauerstoffkonzentrationen von 1 bis 2 mg L⁻¹ in der Wasserschicht zwischen 8 bis 9 m Wassertiefe gemessen wurden (AquaPlus 2006).

Die Messstelle Bürgerheim liegt in der Nähe der vermuteten geogenen Methanaufstösse nordöstlich der Insel Schwanau. Folgende Abbildung zeigt die Resultate der Methanmessungen an dieser Stelle:

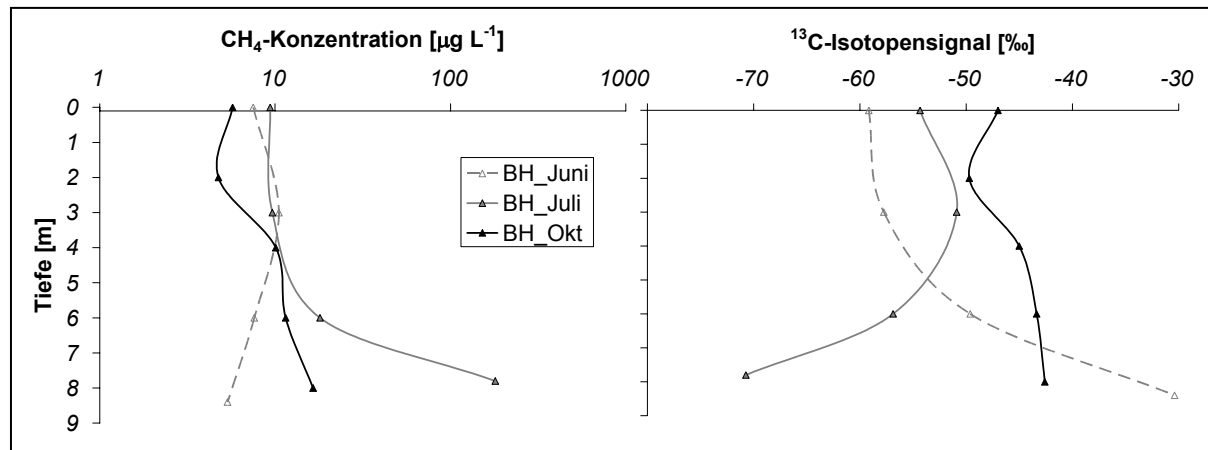


Abbildung 5 Methankonzentration und ¹³C-Isotopensignal im Bürgerheim für alle Probenahmen.

Im Juli zeigen die Veränderungen in den Methankonzentrationen und Isotopensignalen für die Messstelle Bürgerheim ein ϵ von 6 bis 10 an. Im Juni und Oktober sind die Methangehalte deutlich tiefer. Im Juni tritt an der Stelle „Bürgerheim“ ein negativer Konzentrationsgradient auf, der im Vergleich zur Messstelle Lauerz West ausgeprägter ist (Abbildung 4) und daher das sehr hohe Isotopensignal von ungefähr -30 ‰ allein durch Oxidation des Methans an dieser Stelle erklärt. Dieser Umstand dürfte auch dem Isotopensignal von -43 ‰ im Oktober zugrunde liegen.

Geogener Anteil an der Methanmenge

Die durchgeführten Messungen konnten keinen Nachweis für die Existenz von geogenem Methan im Sediment und der Wassersäule des Lauerzersees erbringen. Mittels der ¹³C-Isotopensignale wurde im Sediment ein theoretischer, geogener Methananteil von 0 bis 30 % bestimmt, der durch die Messung von höherkettigen Kohlenwasserstoffen nicht weiter eingeschränkt werden konnte. Aufgrund des ¹³C-Isotopensignals der Wassersäule im Bereich der Steiner Aa wird aber erwartet, dass in den Sedimenten grösstenteils biogenes Methan vorkommt.

Im freien Wasser des Bierkellers ist eine Einmischung von geogenem Methan in bedeutendem Ausmass nicht realistisch, da die Zunahme im ¹³C-Isotopensignal mit der Abnahme der Methankonzentration gekoppelt ist und deshalb durch die mikrobiellen Methanoxidation zustande kommt. Die erhöhten ¹³C-Isotopensignale über dem Sediment der Messstellen Lauerz West und Bürgerheim im Juni können durch die Oxidation zwischen Sediment- und Wasserschicht erklärt werden, was durch die negativen Konzentrationsgradienten in der Wassersäule und den hohen Sauerstoffkonzentrationen von 1 bis 2 mg L⁻¹ gestützt wird. Wird angenommen, dass geogenes Methan teilweise die erhöhten Isotopensignale im Juni über dem Sediment beeinflusst und Oxidation im Sediment eine untergeordnete Rolle spielt, so ist zu

beachten, dass die Methankonzentrationen zu dieser Zeit mit 5 - 7 $\mu\text{g L}^{-1}$ sehr gering sind. Betrachtet man die Sommerstagnation (Juli bis Oktober) mit den höchsten Methankonzentrationen, ist kein Hinweis auf den Einfluss von geogenem Methan in der Wassersäule vorhanden.

11.3 Daten der Methanmessungen

Messdaten im Sediment und der Wassersäule

An folgenden Messstellen wurden Sediment- beziehungsweise Wasserproben genommen:

- Bierkeller (BK): CH-Koordinaten: 689 090/ 209 295
- Schilf Ost (SO): CH-Koordinaten: 689 399/ 209 814
- Lauerz West (LW): CH-Koordinaten: 687 650/ 209 768
- Bürgerheim (BH): CH-Koordinaten: 688 256/ 209 908

MESSUNGEN WASSERSÄULE						
Datum	Mess-Stelle	Tiefe	Probenkonzentration	Standardabweichung	Ethan zu Methan	¹³ C-Isotopensignal
		[m]	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	[$\mu\text{g L}^{-1}$]	[%]	[‰]
03.06.2005	BK	0	6.1	0.07	-	-57
	BK	2	6.3	0.11	-	-56
	BK	5	7.5	0.73	-	-55
	BK	8	8.3	0.01	-	-44
	BK	11	48.6	0.15	-	-68
	LW	0	10.5	0.37	-	-60
	LW	2	11.2	0.35	-	-60
	LW	5	12.1	0.15	-	-56
	LW	7.5	7.0	0.58	-	-47
	SO	0	6.2	0.51	-	-58
	SO	2	6.8	0.01	-	-57
	SO	4	12.1	0.09	-	-57
	SO	6	3.7	0.47	-	-50
	SO	7.8	8.3	0.28	-	-52
	BH	0	7.5	0.36	-	-59
	BH	3	10.5	0.20	-	-58
BH	6	7.6	0.31	-	-50	
BH	8.4	5.3	0.26	-	-30	
19.07.2005	BK	0	7.3	0.05	-	-52
	BK	3	10.2	0.27	-	-49
	BK	6	13.4	0.04	-	-56
	BK	9	134.7	1.53	-	-69
	BK	11.4	458.0	45.75	-	-71
	LW	0	12.0	1.13	-	-55
	LW	3	10.5	0.12	-	-52
	LW	6	20.8	0.43	-	-58
	LW	7.4	297.6	24.09	-	-69
	BH	0	9.4	0.23	-	-54
	BH	3	9.6	0.07	-	-51
	BH	6	18.0	0.88	-	-57
BH	7.8	179.9	1.95	-	-71	
10.10.2005	BK	0	6.5	0.14	-	-47
	BK	2	7.4	0.23	-	-47
	BK	5	8.1	0.17	-	-44
	BK	8	34.2	0.70	-	-36
	BK	11	2768.1	153.72	0.14	-70
	BK	13	3'429.0	138.15	0.13	-70
	LW	0	7.8	0.07	-	-46
	LW	2	8.4	0.26	-	-47
	LW	4	8.2	0.24	-	-51
	LW	6	53.8	0.34	0.05	-59
	LW	8	273.6	4.56	0.01	-65
	BH	0	5.7	0.03	-	-48
	BH	2	4.8	0.05	-	-49
	BH	4	10.1	0.25	-	-45
	BH	6	11.5	0.05	0.15	-43
BH	8	16.5	0.19	0.14	-43	

MESSUNGEN SEDIMENT											
Datum	Mess- stelle	Tiefe [cm]	Konzentration der Probe [µg L ⁻¹]	Standard- abweichung [µg L ⁻¹]	Konzentration im Porenwasser ^(x) [µg L ⁻¹]	Ethan zu Methan [%]	Ethen Acetylen Nachweis	¹³ C- Isotopensignal [‰]	D- Isotopensignal [‰]	Standard- abweichung [‰]	Wassergehalt ^(y) [%]
19.07.2005											
	BK	1	1090	205	1009	u.N.	-	-73	-316	7	0.93
	BK	5	6720	510	5875	u.N.	-	-76	-315	3	0.87
	BK	9	10368	838	8699	u.N.	-	-77	-273	7	0.84
	BK	13	17298	2665	14423	0.2	-	-74	-281	13	0.83
	BK	17	17144	1300	14102	u.N.	-	-77	-292	47	0.82
	BK	21	4483	2517	3499	u.N.	-	-76	-271	19	0.78
	BH	1	5383	92	3849	u.N.	-	-72	-360	2	0.72
	BH	5	10998	890	7627	u.N.	-	-75	-298	4	0.69
	BH	9	2588	415	1752	0.3	-	-325	-	4	0.68
	BH	13	10276	445	6700	u.N.	-	-75	-284	2	0.65
	BH	17	13645	733	8583	u.N.	-	-75	-275	20	0.63
	BH	21	2832	185	1839	u.N.	-	-279	-	3	0.65
	LW	1	966	5	691	u.N.	-	-343	-	3	0.72
	LW	5	10258	323	7114	u.N.	-	-72	-299	18	0.69
	LW	9	3595	191	2434	u.N.	-	-73	-299	2	0.68
	LW	13	11670	1135	7609	u.N.	-	-73	-284	18	0.65
	LW	17	3364	221	2116	u.N.	-	-70	-279	12	0.63
	LW	21	14970	16	9723	u.N.	-	-73	-258	18	0.65
10.10.2005											
	BK	0	2700	455	2498	0.55	+	-72	-	-	0.93
	BK	4	2928	389	2601	u.N.	u.N.	-77	-	-	0.89
	BK	8	2585	162	2191	2.01	+	-76	-	-	0.85
	BK	12	3104	304	2417	1.06	+	-77	-	-	0.78
	BK	16	3080	172	2539	0.16	+	-77	-	-	0.82
	BK	20	2976	447	2364	1.22	+	-75	-	-	0.79
	BK	24	2671	199	2008	0.59	+	-77	-	-	0.75
	BK	28	3572	179	2592	0.88	+	-77	-	-	0.73

+ : nachweisbar, aber nicht quantifizierbar

u.N.: unter der Nachweisgrenze

^(x) : Konzentration im Porenwasser = Konzentration der Probe · Wassergehalt

^(y) : Wassergehalt des Sedimentschnitte: für die Messstelle Bierkeller gemessen / für die Messstellen Lauerz West und Bürgerheim nach AquaPlus (2002)

Messdaten in der Steiner Aa und im Delta

An folgenden Stellen im Einflussbereich der Steiner Aa wurden Wasser- und Blasenproben genommen:

- Delta Steiner Aa: CH-Koordinaten: 687.722 / 210.418
- Steiner Aa (verschiedene Messstellen)

<i>MESSUNGEN FLUSS/ DELTA</i>						
Datum	Messstelle	Tiefe	Konzentration der Probe	Standardabweichung	¹³ C-Isotopensignal	¹³ C-Isotopensignal von Blasen
		[m]	[µg L ⁻¹]	[µg L ⁻¹]	[‰]	[‰]
03.06.2005	Einfluss Steiner Aa	0.1	16.8	0.22	-66	-
03.06.2005	Delta Steiner Aa	0.1	54.5	1.19	-61	-
19.07.2005	Steiner Aa Kiesentnahme	0.1	7.0	0.15	-51	-62
19.07.2005	Einfluss Steiner Aa	0.1	25.9	1.27	-62	-60
19.07.2005	Delta Steiner Aa	0.1	32.7	0.66	-64	-61
10.10.2005	Steiner Aa Brücke	0.1	1.2	0.28	-37	-
10.10.2005	Steiner Aa Kiesentnahme	0.1	20.3	0.25	-64	-
10.10.2005	Einfluss Steiner Aa	0.1	37.1	0.74	-63	-
10.10.2005	Delta Steiner Aa	-	-	-	-	-58