



## **Vergleich des Makrozoobenthos im Einzugsgebiet der Langete früher und heute**

**unter besonderer Berücksichtigung des Bachflohkrebses**

**Praktikumsbericht**

**Juli 2012**

**Nadine Remund**

**Amt für Wasser und Abfall AWA**

**Gewässer- und Bodenschutzlabor GBL**

**Bau-, Verkehrs- und Energiedirektion des Kantons Bern**

**Titelbilder:** oben links: Wassermatten bei Roggwil / unten links: Köcherfliege der Familie *Hydroptilidae* / unten rechts: Schaumbildung auf Langete bei Madiswil (Fotos: N. Remund) / oben rechts: Bachflohkrebs (Foto: <http://rekaaryby.blog.cz>)

**Autorin:**

Nadine Remund  
Horben 778  
3536 Aeschau  
[nadineremund@hotmail.com](mailto:nadineremund@hotmail.com)

**Betreuung:**

Dr. phil. nat. Katrin Guthruf  
Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern  
Gewässer- und Bodenschutzlabor  
Abteilung Gewässerökologie  
Schermenweg 11  
3014 Bern  
[katrin.guthruf@bve.be.ch](mailto:katrin.guthruf@bve.be.ch)

Dr. phil. nat. Vinzenz Maurer  
Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern  
Gewässer- und Bodenschutzlabor  
Abteilung Gewässerökologie  
Schermenweg 11  
3014 Bern  
[vinzenz.maurer@bve.be.ch](mailto:vinzenz.maurer@bve.be.ch)

---

## Zusammenfassung

Seit Mitte der 80er Jahre ist in der Langete eine Beeinträchtigung der Gewässerfauna bekannt. Anfangs der 90er Jahre verursachte eine Gewässerverschmutzung mit Permethrin ein grosses Fischsterben. Bis heute konnte sich nach diesem Ereignis der Bachforellenbestand nur im Ober-, nicht aber im Unterlauf regenerieren. Aus diesem Grund wurden in den vergangenen 20 Jahren zahlreiche Untersuchungen in Bezug auf die Sediment- und Wassertoxizität, Gefährlichkeit von gewässernahen Deponien, Zusammensetzung des Makrozoobenthos, die Fischgesundheit und den Fischbestand durchgeführt. Die Ursache für die ökologischen Missstände blieb dennoch bis heute ungeklärt. Die bisherigen Untersuchungen der Wasserwirbellosen wiesen einerseits auf eine Veränderung der Lebensgemeinschaft im Unterlauf hin, andererseits wurde mehrheitlich das geringe Vorkommen von Bachflohkrebsen dokumentiert. Aufgrund der neuen Erkenntnisse zur Verwendung von Bachflohkrebsen als Bioindikatoren in Ökoteests, wurde zwischen deren Besiedlungsdichte und dem schwachen Bachforellenbestand im Unterlauf einen Zusammenhang vermutet.

Ziel dieser Untersuchung war es, (i) aufgrund von Literaturrecherchen mögliche Belastungsherde im Einzugsgebiet der Langete zu ermitteln, (ii) mittels grobökologischer Untersuchungen das Vorkommen der Steinfliegen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen und insbesondere Bachflohkrebsen im Einzugsgebiet der Langete zu erfassen, (iii) mit Hilfe der Indices SPEAR und IBCH die biologische Gewässerqualität im Fliessverlauf der Langete zu beurteilen und (iv) unter Anwendung eines Ökoteests mit Bachflohkrebsen Gewässerbelastungen in der Langete zu ermitteln. Aufgrund der Resultate sollten Belastungsquellen und Gewässerbereiche mit kritischer Ökologie eingegrenzt werden. Ausserdem erfolgte eine Evaluation der Eignung von Bachflohkrebsen als Indikationsorganismus für diffuse Gewässerverschmutzungen.

Die durchgeführten Untersuchungen und Recherchen ergaben, dass Bachflohkrebsen in der Langete und ihren grösseren Zuflüssen Rotbach und Ursenbach ein allgemein geringes Vorkommen aufweisen, während sie in kleinen Seitengewässern sehr gut vertreten sind. In der Langete nimmt ihre Besiedlungsdichte im Unterlauf zu, was vermutlich durch Einwanderungsquellen in Form von Nebenarmen und Seitengewässern begünstigt wird. Im Oberlauf konnten zwischen November 2011 und März 2012 drei Bereiche mit allgemein tiefem Vorkommen ausgeschieden werden. Bei den Steinfliegen kommt es im Fliessverlauf zu einer Abnahme der Abundanz, frühere Untersuchungen zeugen sogar von einem Fehlen der Steinfliegen im Unterlauf. Bei den Eintagsfliegen ist ebenfalls eine leicht verminderte Häufigkeit im Fliessverlauf zu beobachten, was bei den Köcherfliegen weniger stark ausgeprägt ist. Die Indices SPEAR und IBCH sowie auch der Ökotest mit Bachflohkrebsen deuten aber auf keine Beeinträchtigung der Wasserqualität hin. Der Ökotest brachte jedoch einige methodische Schwierigkeiten mit sich, in dem eingespülter Detritus und Fremdtiere die gemessenen Frassaktivitäten der Krebse verfälschten.

Aufgrund des Verteilungsmusters von Bachflohkrebsen kann zwischen deren Vorkommen und dem tiefen Bachforellenbestand keinen Zusammenhang hergestellt werden. Die Häufigkeiten der Steinfliegen und Eintagsfliegen weisen aber auf eine zunehmende Gewässerbelastung flussabwärts hin, welche örtlich mit dem stagnierenden Bachforellenbestand übereinstimmt. Als Ursache dieser Belastung werden Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft vermutet, was chemische Messungen und Modellrechnungen bestätigen. Im Unterlauf, wo die ökologische Veränderung stattfindet, fliessen zudem zahlreiche Seitengewässer durch Landwirtschaftsflächen, welche sich im Gebiet der ehemaligen Wässermatten befinden. Der Untergrund dieser Wässermatten verfügt über schnelle Abflussprozesse von denen ein Grossteil des Grundwassers wiederum in die Langete exfiltriert. Die zahlreichen Seitengewässer und der rasche Abfluss von Niederschlagswasser können den Eintrag von Nährstoffen und Pestiziden in die Langete forcieren. Im Zusammenspiel mit den Gewässerverschmutzungen durch Störfälle und anderen geringfügigen Verschmutzungen ist die Beeinträchtigung der Gewässerfauna im Unterlauf wahrscheinlich auf periodische Erhöhungen der Nährstoffkonzentrationen zurück zu führen. Die fehlende Etablierung der Bachforelle im Unterlauf liegt vermutlich in einem Summeneffekt aus Wasserqualität, Temperatur und PKD-Erkrankungen begründet.

---

## Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung .....	1
2.	Charakterisierung des Einzugsgebietes .....	2
2.1.	Hydrologie des Einzugsgebietes Langete .....	2
2.1.1.	Die Wässermatten.....	2
2.2.	Mögliche Belastungsquellen.....	6
2.2.1.	Einträge aus der Landwirtschaft .....	6
2.2.2.	Pestizide .....	9
2.2.3.	Siedlungsentwässerung .....	11
2.2.4.	Belastete Standorte.....	11
3.	Bisherige Untersuchungen .....	12
3.1.	Sediment.....	12
3.2.	Wasserqualität .....	13
3.3.	Biologische Untersuchungen.....	14
3.3.1.	Abfischungen und Fischgesundheit.....	14
3.3.2.	Diatomeen.....	15
3.3.3.	Makrozoobenthos.....	16
4.	Makrozoobenthos.....	17
4.1.	Methoden.....	17
4.1.1.	GEP-Daten und Spezialuntersuchungen des GBL: .....	17
4.1.2.	Aquaplus-Daten / routinemässiges Biomonitoring: .....	20
4.1.3.	Neuerhebung von grob- und feinbiologischen Daten 2011/2012 .....	21
4.2.	Resultate und Interpretation.....	23
4.2.1.	Gammarus .....	23
4.2.2.	Plecoptera.....	31
4.2.3.	Ephemeroptera .....	38
4.2.4.	Trichoptera.....	44
4.2.5.	IBCH und SPEAR.....	50
4.3.	Diskussion .....	51

---



4.3.1.	Reflexion der Methoden .....	51
4.3.2.	Diskussion der Ergebnisse .....	52
5.	Ökotest mit <i>Gammarus</i> .....	54
5.1.	Methoden.....	54
5.2.	Resultate und Interpretation .....	56
5.2.1.	Chemisch-physikalische Parameter.....	56
5.2.2.	Mortalität .....	60
5.2.3.	Frassaktivität.....	61
5.3.	Diskussion .....	63
5.3.1.	Reflexion der Methode .....	63
5.3.2.	Diskussion der Ergebnisse.....	64
6.	Diskussion und Synthese .....	65
6.1.	<i>Gammarus</i> als Indikationsorganismus .....	65
6.2.	Einfluss möglicher Belastungsquellen .....	66
6.2.1.	Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft .....	66
6.2.2.	Siedlungsentwässerung .....	68
6.2.3.	Pestizide .....	70
6.2.4.	Belastete Standorte.....	70
6.3.	Biologische und ökomorphologische Einflüsse auf den Fischbestand.....	71
6.3.1.	Zusammenhang zum <i>Gammarus</i> vorkommen.....	71
6.3.2.	Ökomorphologie.....	72
6.3.3.	Fischgesundheit.....	72
6.4.	Schlussfolgerungen .....	72
	Literatur.....	74
	Internet.....	76
	Anhang A: Probestellen grobbiologische Untersuchungen November 2011 – März 2012	
	Anhang B: Taxaliste und Protokolle der IBCH-/SPEAR-Untersuchungen 2012	
	Anhang C: Statistische Berechnungen des Ökotests mit <i>Gammarus</i>	
	Anhang D: Temperaturverlauf der Langete in den vergangenen Jahren	
	Anhang E: Notizen und Sitzungsprotokolle	

---

## 1. Einleitung

In den letzten 25 Jahren wurden viele Bemühungen unternommen, um die Ursache des stagnierenden Fischbestandes in der Langete zu ergründen. Trotz verschiedensten Untersuchungen und Massnahmen (Sensibilisierung von Betrieben im Umgang mit Pestiziden, Umstellung von Produktionsabläufen, Aufhebung von ARAs) erholte sich der Bachforellenbestand im Unterlauf der Langete bis heute nicht.

Bereits Mitte der 80er Jahre wurde in der Langete unterhalb Wystäge der Rückgang der Fischpopulation, ein Rückgang und die Veränderung der Fischnährtiere, das Fehlen von Bachflohkrebsen und verstärktes Algenwachstum beobachtet (Würsch, 1993; Schmidt-Posthaus, 2004). In den 90er Jahren kam es aufgrund einer Gewässerverschmutzung mit Permethrin zu einem grossen Fischsterben unterhalb von Huttwil. Dabei handelte es sich um ein für Gewässerorganismen toxisches Biozid, welches durch die Wollspinnerei Huttwil als Mottenschutzmittel verwendet wurde und via Kanalisation beim Pumpwerk Fiechten ins Gewässer gelangte (Würsch, 1993). In den darauf folgenden Jahren wurden zahlreiche biologische und chemische Analysen durchgeführt und Massnahmen eingeleitet, um dem Eintrag von Permethrin ins Gewässer entgegenzuwirken.

Während sich in den darauf folgenden Jahren der Bachforellenbestand im Oberlauf regenerierte, erholte er sich im Unterlauf kaum. In einer Untersuchung im Jahr 2003 wurden teils schwerwiegende PKD-Erkrankungen und degenerative Leberveränderungen bei Bachforellen festgestellt. Hinter dem Phänomen wurden chemisch-physikalische Ursachen vermutet, welche eine Etablierung der Bachforelle im Unterlauf verhindern (Schmidt-Posthaus, 2004).

Nach dem Bau der ZALA AG (Zusammenschluss Abwasserregion Langenthal) wurden zwischen Dezember 2003 und Februar 2004 der Betrieb der drei in die Langete einleitenden Kläranlagen eingestellt. Trotz messbaren biologischen und chemischen Verbesserungen der Gewässerqualität erfolgte keine Zunahme der Bachforellendichte unterhalb von Wystäge (Abfischungs-Ergebnisse des Fischereiinspektorat). Auch der Verdacht von toxisch wirkenden, in die Langete exfiltrierenden Sickerwässern der Deponie Wystäge, konnte nach eingehenden technischen Altlastenuntersuchungen nicht endgültig bestätigt werden.

Verschiedene Dokumentationen der vergangenen Jahre deuten darauf hin, dass neben den Bachforellen auch der Bachflohkrebs in der Langete in geringer Dichte oder gar nicht vertreten ist. Nach Gerhardt (2010) besteht grundsätzlich ein Zusammenhang zwischen dem Fehlen von Gammariden und Pestizidverschmutzungen. Demnach beschreibt Gerhardt (2011) einen Ökotest mit Bachflohkrebsen zum Nachweis von chemischen Belastungen in Fliessgewässern. Das Fehlen oder Vorhandensein von Gammariden könnte folglich ein Hinweis auf Störungen im Ökosystem und bei der Lokalisierung von Belastungsquellen dienlich sein.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es:

- Mittels Literaturrecherchen mögliche Belastungsherde an der Langete zu dokumentieren.
- Das Vorkommen von Steinfliegen, Eintagsfliegen und Köcherfliegen und insbesondere Bachflohkrebsen im Einzugsgebiet der Langete aufzuzeigen.
- Anhand der Indices SPEAR und IBCH die biologische Gewässerqualität zu Beginn und am Ende der Applikationszeit von Pflanzenschutzmitteln zu beurteilen.
- Mit Hilfe des Ökotests mit *Gammarus* Gewässerbelastungen in der Langete während des Frühjahrs zu messen.
- Aufgrund der Resultate Belastungsquellen und kritische Gewässerbereiche aufzuzeigen.

Dabei stellte sich die Frage, ob das geringe Vorkommen der Bachflohkrebsen in der Langete und der kleine Bachforellenbestand im Unterlauf miteinander in Beziehung stehen. Demzufolge sollte überprüft werden, ob sich *Gammarus* als Indikator- und Testorganismus eignet, um Belastungsherde einzugrenzen.

## 2. Charakterisierung des Einzugsgebietes

### 2.1. Hydrologie des Einzugsgebietes Langete

Die Langete entspringt unterhalb der Fritze flue auf 900 m.ü.M. und nimmt auf ihrem Weg durch Eriswil und Huttwil die kleinen Seitengewässer Schwändibach, Blunnibach, Nyffelbach, Taanbach und den Weierbach auf. Zusammen mit dem Rotbach, welcher unterhalb von Huttwil in die Langete mündet, beträgt der durchschnittliche Durchfluss bei Häberenberg rund 0.6-2 m<sup>3</sup>/s im Monatsmittel (BafU, Hydrologische Daten 2009-2012). Bei Rohrbach beginnt die Wässermattenregion, wo weitere kleine Seitengewässer wie das Bodenbächli in die Langete münden. Einige Ausläufer wie der Mülikanal vereinen sich nach einer Schlaufe wieder mit dem Hauptgewässer. Bei Wüstäge, oberhalb der Deponie, kommt der Ursenbach hinzu. Ab hier bis Lotzwil ist das Landwirtschaftsland durch die ehemaligen Wässermatten geprägt (Abbildung 5), welche auch Grund für die vielen Nebenarme der Langete sind. Als Hochwasserschutzmassnahme wurde unterhalb von Madiswil ein Entlastungstollen errichtet, durch welchen das Wasser direkt in die Aare geleitet werden kann. Auch hier wird die Langete durch einige kleine Zuflüsse gespiesen. Zwischen Langenthal und Roggwil entspringt durch exfiltrierendes Grundwasser der Brunnbach, welcher zu einem Teil bei Roggwil in die Langete mündet, zum anderen direkt in die Murg fliesst, in welcher sich auch die Rot und die Langete vereinen.

#### 2.1.1. Die Wässermatten

Ab Rohrbach bis Langenthal befindet sich der grösste Teil des landwirtschaftlich genutzten Gebietes auf ehemaligen Wässermatten. Die Entstehung dieser Wässermatten geht auf die kulturhistorische Bewirtschaftungsform der Zisterziensmönche im 13. Jahrhundert zurück. Durch das Überfluten der Matten gelangten mit dem Flusswasser Schwebstoffe auf die Wiesen, welche Nährstoffe einbrachten und die sonst kargen Kiesböden fruchtbar machten (Wässermatten-Stiftung, 2010). Heute wird nur noch ein kleiner Teil der Matten traditionell bewirtschaftet (Abbildung 1 und Abbildung 5). Die Wiesenwässerung dient hauptsächlich dem Erhalt des Kulturgutes und der Grundwasserspeisung. Die Bewässerung erfolgt dreimal pro Jahr (vor Vegetationsbeginn im Frühling, im Sommer, nach Vegetationsschluss im Herbst). Die Flächen werden für Schnittnutzung wie auch als Weiden bewirtschaftet (Wässer- und Bewirtschaftungsvertrag). Für den Betrieb der Wässermatten erhalten die Bauern Beiträge der Wässermatten-Stiftung, welche die korrekte Bewirtschaftung der Matten koordiniert und kontrolliert.

Die besondere hydrologische Bedeutung dieser Kulturlandschaft liegt in den speziellen Abflussverhältnissen des Untergrundes der Wässermatten. Diese bestehen aus durchlässigem Schotter und Kies, wodurch die Grundwasserbewegungen eher schnell verlaufen. Die Bewässerungen wirken sich positiv auf die Grundwasserneubildung aus. Ein Teil des Wässerwassers exfiltriert entweder regional zurück in die Langete oder wird gegen Norden weitertransportiert, wo es im Brunnbach wieder an die Oberfläche tritt (Leibundgut, 1980; WEA, 1992), die Ex- und Infiltrationsstellen sind auf Abbildung 3 und Abbildung 4 ersichtlich. Abflussmessungen im Raum Madiswil/Lotzwil haben gezeigt, dass Wässerungsmengen von 200 l/s einer mittleren jährlichen Grundwasserneubildung von 55 l/s entspricht. Davon gelangen 50 l/s durch Exfiltration in die Langete und 5 l/s werden mit dem Grundwasserstrom ins Exfiltrationsgebiet Brunnmatt verfrachtet. Im Raum Lotzwil/Langenthal sickern ebenfalls um die 28 % der Wässerungsmengen ins Grundwasser, welche zu 2/3 direkt in die Langete sowie ins Kleinbächli exfiltrieren und zu 1/3 in die Brunnmatt strömen (WEA, 1992).



**Abbildung 1:** Wässermattennutzung am 14.3.2012 zwischen Langenthal und Roggwil. Die sogenannten „Brütschli“ stauen das Wasser, was zur Überschwemmung der Felder führt.

**Allgemeine Angaben**

- Wichtiges Oberflächengewässer
- ..... Seitliche Begrenzung des wassergesättigten Teils des Grundwasserleiters vom 14. 10. 1986
- 7 Fortlaufende Ordnungsnummer einer Messstelle innerhalb eines km<sup>2</sup> des Landeskoordinatensystems, vgl. Grundlagendatei WEA/Geologie
- ▨ Lokales Auftreten verschiedener Grundwasserstockwerk

**Isohypsen des Grundwasser-Spiegels vom 14.10.1986**

- der ungefähr einem mittleren Grundwasserstand der Beobachtungsperiode 1984 bis 1986 entspricht
- 512— 2 m Grundwasserspiegel-Isohypse mit Kote in m ü. M.<sup>1)</sup>
- ➔ Grundwasser-Fließrichtung

**Grundwasser-Messstellen<sup>2)</sup>**

- Vertikalfilterbrunnen
- Horizontalfilterbrunnen
- Peilrohr
- Grundwasser-Messstation (Limnigraph)
- 471.31 Grundwasserspiegelhöhe vom 14. 10. 1986 in m ü. M.

**Isohypsen der Oberfläche des Grundwasserstauers**

- 445— 5 m Grundwasserstauer-Isohypse mit Kote in m ü. M.<sup>1)</sup>

**Sondierungen**

- Bohrung
- 486.71 Grundwasserstauer-Oberfläche in m ü. M.

**Infiltrationsverhältnisse am 14. 10. 1986**

- Nachgewiesene Infiltrationsstrecke, Speisung des Grundwassers durch Oberflächengewässer

**Exfiltrationsverhältnisse am 14. 10. 1986**

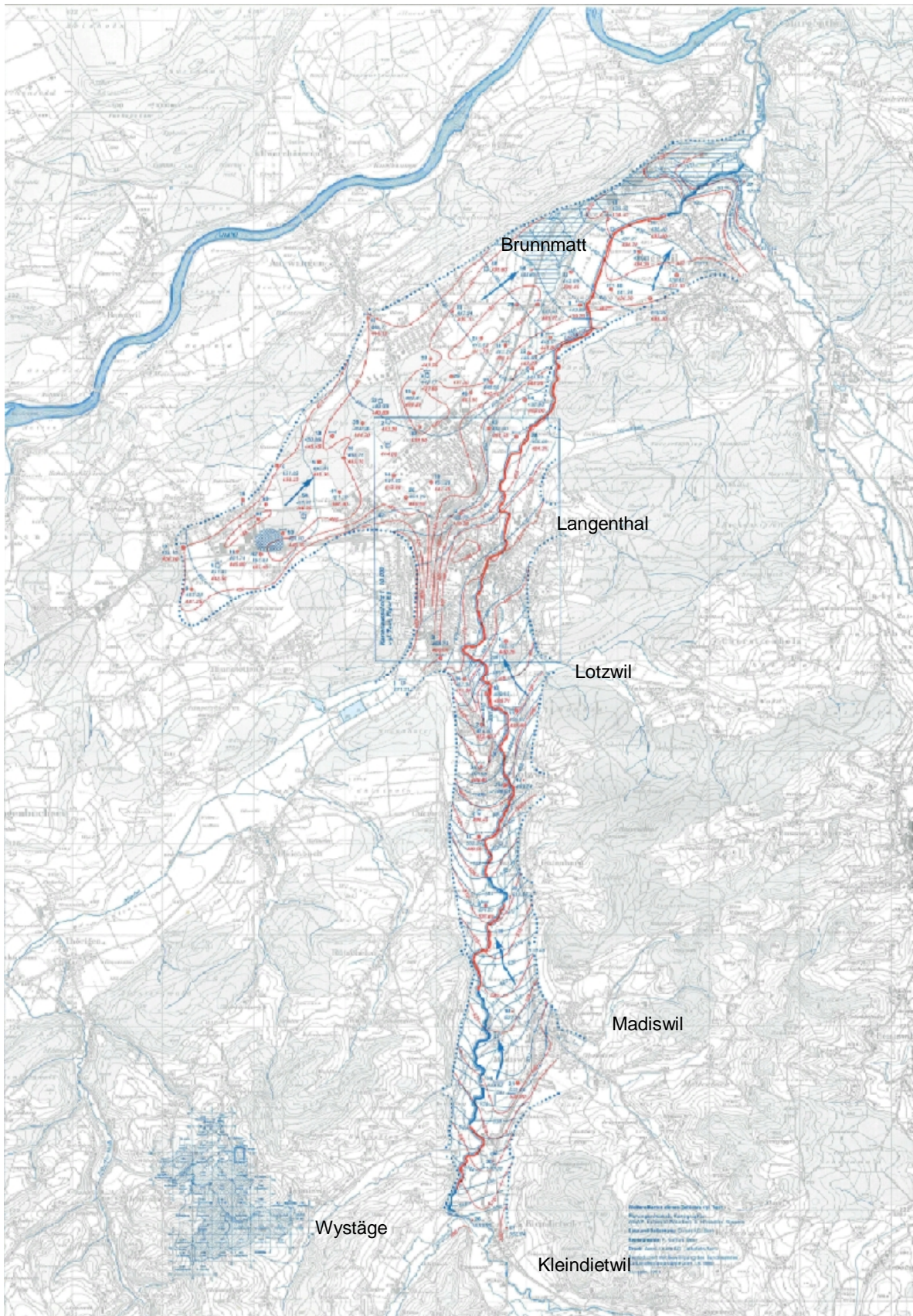
- Nachgewiesene Exfiltrationsstrecke, Austritt des Grundwassers ins Oberflächengewässer
- Exfiltrationsgebiet (Grundwasseraustritte)

<sup>1)</sup> Bei den Isohypsendarstellungen ist darauf verzichtet worden, einen nachgewiesenen und vermutlichen Verlauf zu unterscheiden. Die Anordnung der Messstellen erlaubt dem Benutzer, die Zuverlässigkeit der Karte selbst einzuschätzen.

<sup>2)</sup> Aus darstellerischen Gründen konnten nicht alle Messstellen wiedergegeben werden.

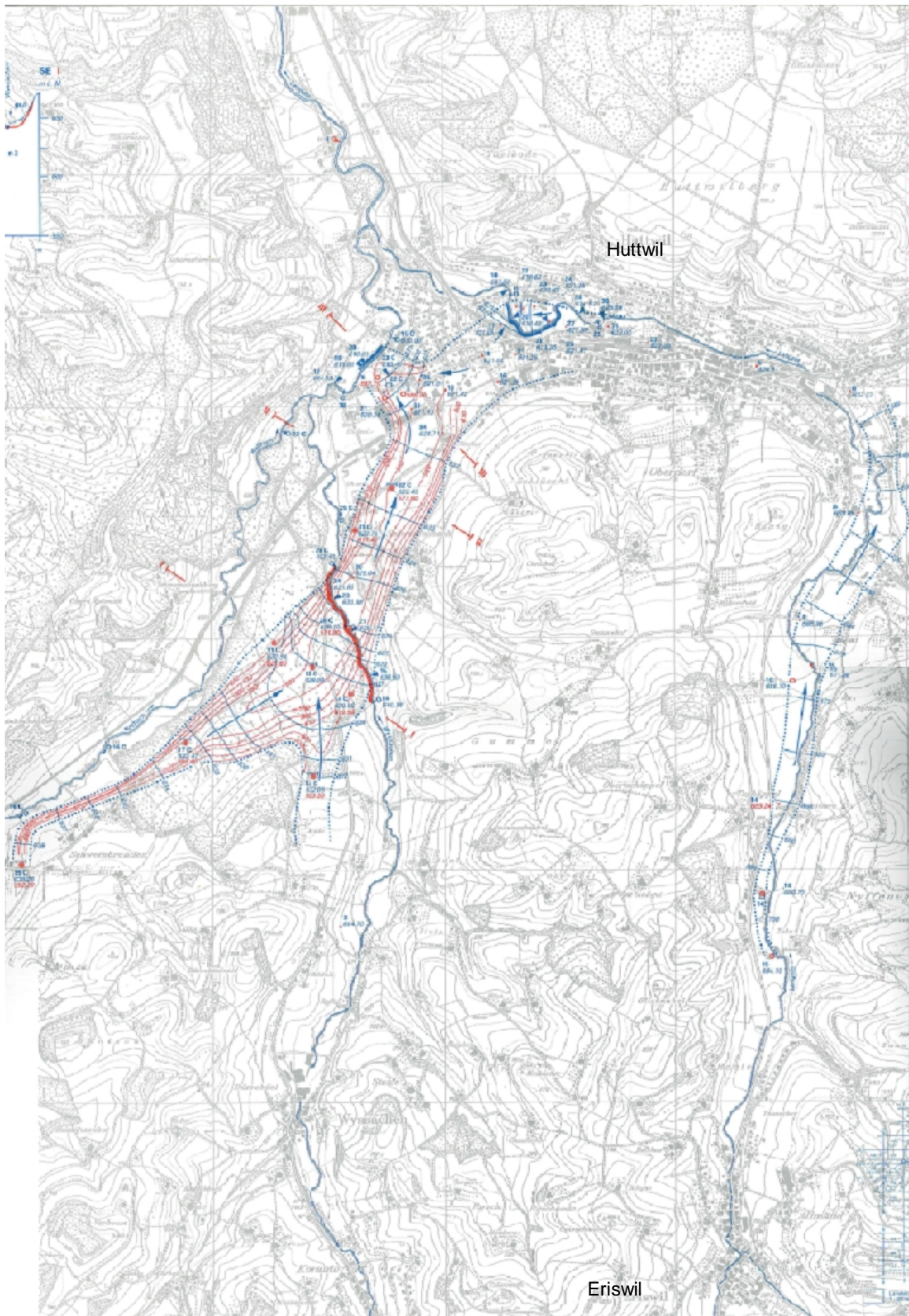
**Abbildung 2:** Legende zu Abbildung 3 und Abbildung 4 (Isohypsen des Grundwasserspiegels und des Grundwasserstauers).





**Abbildung 3:** Isohypsen des Grundwasserspiegels und des Grundwasserstauers, Teil 1: unteres Langenthal (WEA, 1991).  
**Legende:** siehe Abbildung 2.





**Abbildung 4:** Isohypsen des Grundwasserspiegels und des Grundwasserstauers, Teil 2: oberes Langental (WEA, 1992)  
**Legende:** siehe Abbildung 2.

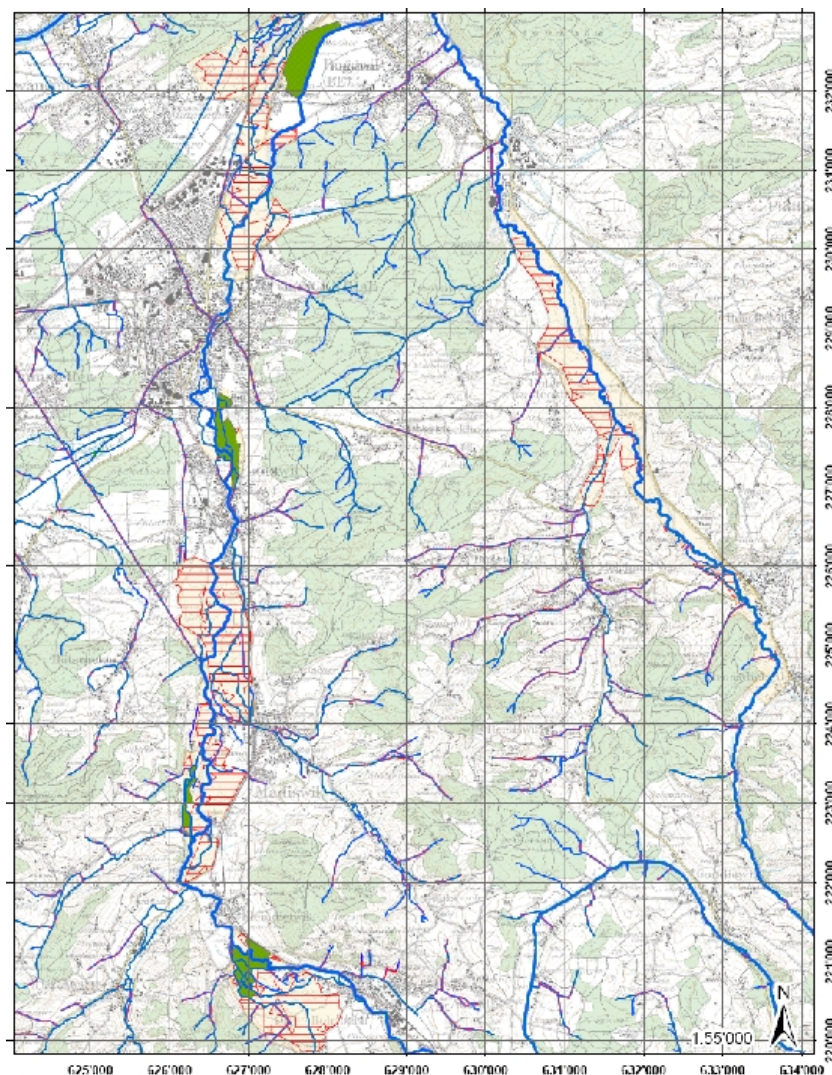


## 2.2. Mögliche Belastungsquellen

### 2.2.1. Einträge aus der Landwirtschaft

So nützlich die Wässermatten für die Grundwasserneubildung sind (Leibundgut, 1980), so muss auch der nachteilige Effekt der schnellen Abflussverhältnisse beleuchtet werden. Bei der Ausbringung von Gülle oder Pflanzenschutzmitteln kurz vor Regenfällen, ist eine Ausschwemmung ins Grundwasser und durch Exfiltration auch in die Langete möglich. Diese Gefahr besteht besonders auf den nicht durch Wässermattennutzung bewirtschafteten Flächen, da diese an keinen Bewirtschaftungsvertrag gebunden sind.

Teilweise wurde auf den noch betriebenen Wässermatten Hofdünger ausgebracht (WEA, 1992; S. Kaderli, mündl. Mitteilung). Die Düngung ist insbesondere kurz vor Wässerungsbeginn sehr problematisch, zumal ein Teil des Wässerwassers oberflächlich zurück in die Wässergräben fliesst (Abbildung 1). Nach Bekanntwerden des Gülleausbringens vor den Wässerungen wurden die betroffenen Bewirtschafteter durch die Wässermattenstiftung gebeten, dies zu unterlassen (mündl. Mitteilung S. Kaderli, ehem. Fischereiaufseher Kt. Bern). Es ist nicht bekannt, ob die Problematik des Gülleausbringens vor der Wässerung immer noch aktuell ist.



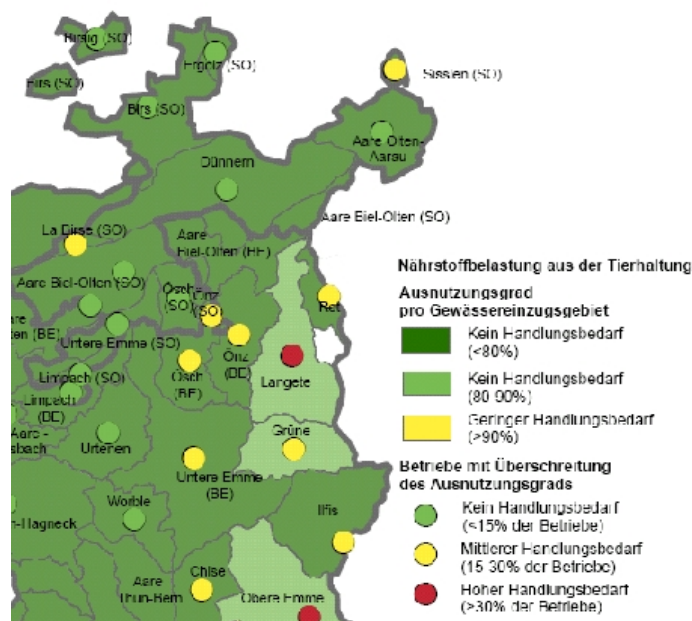
**Legende**  
■ Nutzung als Wässermatten  
■ ehemalige Wässermatten  
■ Ausschwemmungsgefahr von PSM und Gülle

**Abbildung 5:** Ausschwemmungsgefahr (Flächen mit Garten-, Acker-, Obstbau) von Dünger und Pflanzenschutzmitteln im Wässermattengebiet Oberaargau.

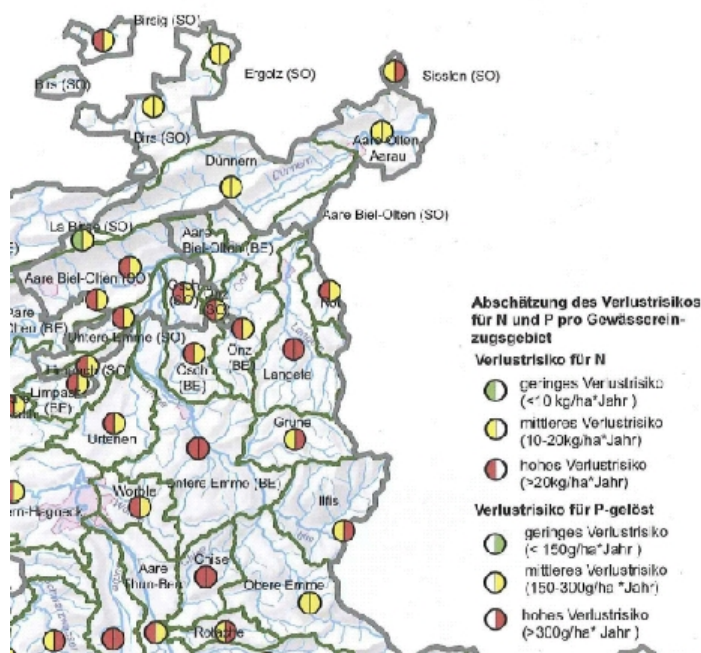


Bezieht man die regionalen Modellrechnungen des VOKOS (2010) bezüglich Ausnutzungsgrad der Landwirtschaftsflächen mit ein, so gewinnt die Problematik des durchlässigen Wässermattenuntergrundes zusätzlich an Bedeutung. Gemäss VOKOS (2010) ist bei 30 % der Betriebe im Einzugsgebiet Langete mit einer Überschreitung des Ausnutzungsgrad der Felder zu rechnen (Abbildung 6). Das Verlustrisiko von N und P wird demzufolge als hoch eingestuft. Die Berechnung stützt sich jedoch nicht auf die Beschaffenheit des Untergrundes, sondern errechnet sich ausschliesslich aus dem Anteil an Acker- und Kunstwiesenflächen (VOKOS, 2010).

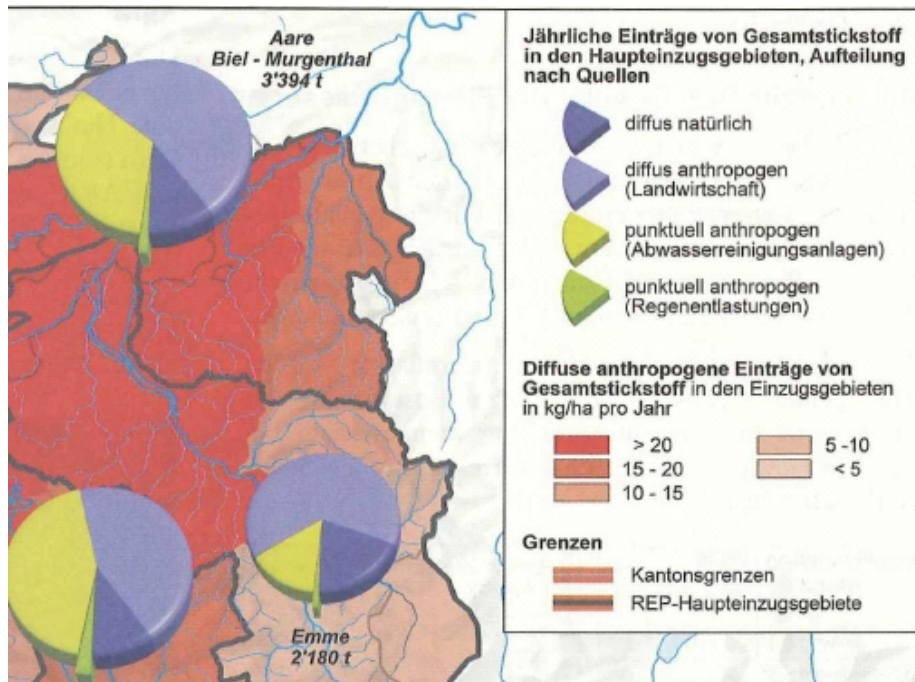
Neben dem diffusen Eintrag von Nährstoffen muss auch dem direkten Eintrag durch Gülleunfälle Beachtung geschenkt werden. So werden regelmässig durch die Kantonspolizei Gewässerschmutzungen mit Gülle im Einzugsgebiet Langete rapportiert. Die Verursacher sind meist unbekannt (Kapitel 6.2.1).



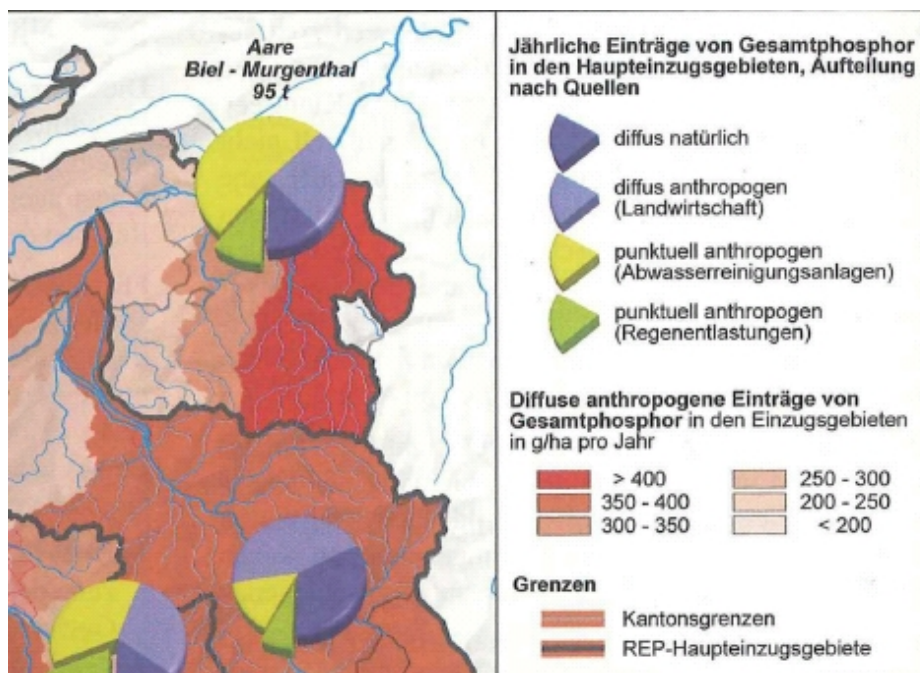
**Abbildung 6:** Ausnutzungsgrad (DGVE/ha düngbare Fläche) im Oberaargau (VOKOS, 2010).



**Abbildung 7:** Abschätzung des Verlustrisikos für N und P (VOKOS, 2010).



**Abbildung 8:** Jährliche Einträge von Gesamtstickstoff im Oberaargau (VOKOS, 2005).



**Abbildung 9:** Jährliche Einträge von Gesamtphosphor im Oberaargau (VOKOS, 2005).

### 2.2.2. Pestizide

Pestizide (auch Biozide) werden sowohl in der Landwirtschaft als auch in der Industrie und im Baugewerbe verwendet.

Die Problematik von Bioziden in der Langete war besonders in den 90er Jahren von grosser Bedeutung, als Permethrin, ein Wirkstoff aus der Gruppe der Pyrethroide, ein grosses Fisch- und Wasserwirbellosensterben verursachte. Infolge wurde 1991 unterhalb der ARA Huttwil und des Pumpwerks Fiechten (Hochwasserentlastung) Permethrin im Sediment der Langete festgestellt. Die Verursacherin war die **Wollspinnerei Huttwil**, welche permethrinhaltiges Abwasser via ARA entsorgte. Darauf hin stellte diese das Mottenschutzmittel Eulan SPA (Permethrin) auf Mitin FF um, welches weniger vom fischtoxischen Wirkstoff Sulcofuron enthält (Würsch, 1993). Da der Stoff unter anaeroben Bedingungen langsam abgebaut wird, wurde 1994-1998 weiterhin Permethrin im Sediment gemessen. Eine Einstellung der Sedimentuntersuchungen auf Pyrethroide erfolgte schliesslich 1998, als die Permethrinkonzentration im Sediment unter die Bestimmungsgrenze sank (Schmidt-Posthaus, 2004). Heute verwendet die Wollspinnerei Huttwil wieder Permethrin, dieses wird aber durch Destillation der Tauchbäder vom Abwasser ferngehalten (mündl. Mitteilung K. Gasser, AWA). Auch im Einzugsgebiet Rot wurde durch die Lantal Textiles in Melchnau Permethrin verwendet, der Betrieb stellte jedoch auf das Biozid Mitin um (Datenbank IGK, Telefonat 2003).

Leinenwebereien und Wollspinnereien sind nicht die einzigen Anwender von Bioziden, weitere Verwendung finden diese in

- Pflanzenschutz in der Landwirtschaft
- Tiermedizin, insbesondere schafhaltende Betriebe (Tauchbad für Schafe)
- Haus- und Schrebergärten
- Holzverarbeitende Betriebe
- Bauindustrie (Algizide und Fungizide)

Cypermethrinhaltige **Pflanzenschutzmittel** finden in der Landwirtschaft beispielsweise Anwendung in Beeren- und Obstkulturen, Gemüsebau (Karotten, Bohnen, Erbsen, Radies, Knollensellerie, Kohl, Lauch, Spargel, Zwiebeln) sowie auch bei, Kartoffel-, Getreide- (im Herbst) und besonders Rapsanbau (BLW, 2012). Das Bundesamt für Landwirtschaft listet in ihrem Pflanzenschutzmittelverzeichnis 16 Produkte auf, welche Cypermethrin enthalten (BLW, 2011). Gemäss der Fachstelle für Pflanzenschutz des LANAT ist in folgenden Zeitfenstern am häufigsten mit Anwendungen zu rechnen (mündl. Mitteilung M. Gygax, Fachstelle Pflanzenschutz, LANAT in Sägesser, 2011):

- Mitte März bis Ende April: Cypermethrin und Deltamethrin bei Raps
- Mitte Juni bis Mitte Juli: Deltamethrin bei Kartoffeln

Wie viele Hektaren Raps und Kartoffeln im Schnitt im Einzugsgebiet Langete angebaut werden, ist nicht bekannt. Nach Einschätzungen von M. Gygax (Fachstelle Pflanzenschutz, LANAT) ist das Oberaargau aber eher Anbaugelände für Getreide.

Bei Pflanzenschutzmitteln sind aber ebenso Herbizide und Fungizide zu berücksichtigen. In Sägesser (2011) werden die gängigsten Pflanzenschutzmittel der angebauten Kulturen des Mittellandes vorgestellt.

**Schafhaltende Betriebe** mit Biozidanwendung wurden 1998 durch das AWA (ehemals GSA) inspiziert. Das Augenmerk richtete sich dabei vor allem auf die Entwässerungen von Aussenplätzen direkt in die Langete und den Umgang mit Tauchbädern für Schafe. Es wurden verschiedene Auflagen zum Umgang mit den Biozidbädern und zur Aufhebung von Platzentwässerungen in die Langete gestellt (Protokoll 8. Langete-Sitzung vom 23.10.1998). Es ist anzunehmen, dass die Betroffenen über die Problematik von Bioziden genügend sensibilisiert wurden, so dass von einer direkten Verschmutzung aus schafhaltenden Betrieben eher abzusehen ist.

In **holzverarbeitenden Betrieben** werden für Rundholz vorwiegend Insektizide, für Schnittholz Fungizide verwendet. Diese können über das ganze Jahr appliziert werden. Im Herbst/Winter wird das Holz direkt im Wald gegen Schädlinge behandelt (mündl. Mitteilung K. Gasser, Gewässerschutzinspektor, AWA). Die Hauptapplikationszeit in Sägereien ist im Frühjahr zu erwarten, sobald die Temperaturen steigen. In warmen Wintern muss aber bereits mit einer früheren Anwendung gerechnet werden. Generell sollten die Insektizide vor dem ersten Käferflug appliziert werden, was beim Borkenkäfer bereits ab Februar der Fall sein kann (BUWAL, 1993). Weitere Informationen zur Anwendung von Holzschutzmitteln in Sägereien befinden sich in der Aktennotiz im Anhang E.

**Tabelle 1:** Holzschutzmittel und ihre Verwendung (Substanzen nach Kleijer, 2008; Verwendung gemäss mündl. Mitteilung K. Gasser, AWA)

Art des Biozids	Anwendung	Wirkstoffe	Applikation
Insektizide	Rundholz ab Februar	2,4-Dinitrophenol, Dinitro-ortho-crésol, Cypermethrin, Deltamethrin, Dinitrophenol, Fonoxycarbe, Flufenoxuron, permethrin, Pyrethren	Hauptsächlich im Wald, im Frühjahr in Sägerei
Fungizide	Schnittholz	(Thiocyanatomethylthio)-2-beno(D) thiazol, o-Phénylphénol, Chlorierte Benzalkonium (CAQ), Carbendazim, Chlorothalonil, DDAC (CAQ), Dichlofluanid, Dinitrophenol, Fenpropimorph, Folpet, Iodopropinylbutylcarbamate (IPBC), Dithiocyanat aus Methylen, Octhilinone (OIT), Propiconazole, Tebuconazole, Thiram, Tolyfluanide, Ziram	Besprühen (kleine Sägereien), Tauchbad, Vakuum-Druck-Verfahren, Saug-Druck-Verfahren
Algizid	Schnittholz	4,5-Dichlor-2-octyl-4-isothiazolin-3one (DCOI)	

Im Einzugsgebiet der Langete sind sieben holzverarbeitende Betriebe bekannt, in fünf davon wird das Holz mit Bioziden behandelt. 1997 wurden durch das AWA (ehemals GSA) Permethrin, Cypermethrin und Chloropyriphos in den Schlammsammlern zweier Sägereien festgestellt (Tabelle 2). Die Schlammsammler gehörten zu Platzentwässerungen, welche direkt in den Fluss entwässerten. Das AWA/GSA informierte die betroffenen Sägereien über den gewässergerechten Ablauf der Holzbehandlung.

**Tabelle 2:** Gefundene Biozid-Konzentrationen in den Schlammsammler der Sägereien in Huttwil

Sägerei	Standort Schacht	Einheit	Probenahme am 30. April 1997				Probenahme am 7. März 1997			
			Permethrin	Cypermethri	Chlorpyriphos	Octhilinone	Permethrin	Cypermethrin	Chlorpyriphos	Octhilinone
A	SS alte Trocknung	ug/l	1.7	0.5	1.3	< 0.2	< 0.2	< 0.2	2.5	< 0.2
A	SS Hoblerei	ug/l	-	-	-	-	< 0.2	< 0.2	2	< 0.2
A	Sielhaut Auslauf SS alte Trocknung	mg/kg TS	< 0.5	< 0.5	1.1	< 0.5	-	-	-	-
B	SS	ug/l	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2
B	SF bei Tauchanlage	ug/l	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	9.2	< 0.2
B	KS	ug/l	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2

KS= Kontrollschacht  
 SS = Schlammsammler  
 SF = Schlammfilter

### 2.2.3. Siedlungsentwässerung

Mit der Betriebsaufnahme der ZALA (Zusammenschluss Abwasserregion Langetetal) gingen die in die Langete einleitenden Abwasserreinigungsanlagen vom Netz:

- ARA Langenthal: 6.12.2003
- ARA Lotzwil: 30.1.2004
- ARA Huttwil: Ende Februar 2004

Die einzige Kläranlage, welche ihr gereinigtes Abwasser immer noch via Rotbach in die Langete leitet, ist die ARA Dürrenroth. Diese erfuhr durch den Umbau im Jahr 2002 eine Verbesserung in Bezug auf die CSB-, Ammonium-, und Phosphorfrachten (schriftl. Mitteilung J. Suter, Fachingenieur Abwasserentsorgung, AWA). Die Problematik von Abwassereinleitungen wurde mit der Inbetriebnahme der ZALA AG somit weitgehend gelöst. Allerdings kommt es im Einzugsgebiet nach wie vor zu Hochwasserentlastungen aus der Kanalisation. Gemäss Untersuchungen des GBL wurden 2011 die gängigen Tracer, welche auf Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung hindeuten, gemessen (Kapitel 3.2). Einläufe aus Drainagen und Hochwasserentlastungen wurden im Rahmen der generellen Entwässerungsplanung GEP biologisch begutachtet.

Die Erstellung der GEPs weist jedoch nach wie vor Lücken auf. Gerade in Madiswil, im Gebiet der besagten „biologischen Schwelle“, ab der eine Veränderung des Makrozoobenthos und der Fische beobachtet werden kann, existiert noch kein GEP. Die Hochwasserentlastung Lindenholtz (332-HEKS14) in der Gemeinde Madiswil kann aufgrund der relativ geringen Entlastungsdrosselung von 29 l/s als kritisch beurteilt werden (VOKOS, 1996). Ab 2012 findet hier durch das GBL eine Beprobung mit Wochensammelproben statt.

### 2.2.4. Belastete Standorte

Im Einzugsgebiet Langete sind verschiedene belastete Standorte im Kataster verzeichnet (Datenbank BALIS).

#### Deponie Fäilimoos (BALIS-Nr. 03380001), Häberenbadweg, Rohrbach:

- Koordinaten: 629'415 / 219'300
- Deponie wurde 1966 aufgehoben und rekultiviert.
- Relativ geringe Kubaturen von rund 5000 m<sup>3</sup>
- Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Sickerwasser in die Langete gelangt

#### Wystäge (BALIS-Nr. 03440016), Gemeinde Ursenbach:

- Koordinaten: 626'214 / 221'928
- Überwachungsbedürftiger, belasteter Standort
- Betrieb von 1965-1975
- Lagerung von sauberem Aushub, Bauschutt, Stoffballen ohne Nachbehandlung, evtl. Fässer unbekannter Herkunft
- Technische Untersuchung 1999-2002: Einmalige Messung von erhöhter Dichlormethan-Werten, geringe Belastung des Sickerwassers und der Bodenluft durch Kohlenwasserstoffe (Benkert 1999; Benkert, 2000; Benkert, 2002)
- Technische Untersuchung 2006
- Toxizitätstest: stark erhöhter AOX-Gehalt, erhöhte Mangan- und Borwerte, welche auf Siedlungsabfälle hindeuten, schwache Belastung durch VOC (2-Chlortoluol, Benzol, Toluol und Dichlordifluormethan), ROS-aktive Fischzellen deuten auf Toxizität des Depo-niesickerwassers hin (In Proben vom Sept. 07 erhöhter Wert der ROS-Bildung im Gegensatz zu Proben vom Juni 07) (AWA, 2009).

Da sich die Zusammensetzung des Fischbestandes und das Vorkommen der Bachforelle ab Wystäge flussabwärts verändert (Kapitel 3.3.1), stand die Deponie Wystäge lange Zeit unter Verdacht, die Langete mit belasteten Sickerwässern zu kontaminieren. Aufgrund der technischen Untersuchungen von 1999 bis 2006 wird von einer Beeinträchtigung des Langete-



wassers mit Deponiewasser abgesehen. Die Ergebnisse, des Toxizitätstests mit ROS-aktiven Fischzellen wiesen jedoch differenzierte Ergebnisse zu den Chemieuntersuchungen auf. Da aber keine Validierung des Toxizitätstest stattgefunden hat, sind die Ergebnisse nur bedingt aussagekräftig (mündl. Mitteilung R. Ryser, GBL). Die Ökotoxizitätstests mit Daphnien im Langetewasser (Ecoconseil, 1997) unterstützen die Aussage einer Belastung unterhalb von Wystäge ebenfalls (Kapitel 3.2).

Winkel/Drahtziegelwerk (BALIS-Nr. 03310011), Beundenrain, Lotzwil:

- Koordinaten: 626'780 / 226'970
- Weder überwachungs- noch sanierungsbedürftig
- Belastung hauptsächlich durch Zink, grosse Teile wurden im 2000 mit dem Neubau einer Halle für Oberflächenveredelung saniert
- Das Baugrubenwasser sowie Grundwasser, welches den belasteten Körper durchströmte lag über dem Grenzwert von 2 mg/l Zn (Werner und Partner, 1997; Werner und Partner, 2000)

Gruenholzgrube (BALIS-Nr. 033370002), Gruenholz, Roggwil:

- Koordinaten: 628'155 / 232'785
- Lagerung von Bauschutt und Aushubmaterial
- Betrieb von 1945-1968
- drainagiert in Langete, Zusammensetzung des Drainagewassers wurde nie untersucht
- kein AWA-Dossier vorhanden, Recherchen oder Untersuchungen wurden keine gemacht
- Deponie direkt am Gewässer teils im Bereich von genutzten Wässermatten

### 3. Bisherige Untersuchungen

#### 3.1. Sediment

Econconseil führten 1996-1997 Untersuchungen über die Ökotoxizität der Langetesedimente auf Daphnien und Leuchtbakterien durch. Dabei wurden 2 Toxizitätsspitzen im Raum Wystäge und Roggwil festgestellt. Die Resultate sind allerdings in Bezug auf die Schwefeltoxizität mit Vorsicht zu betrachten, da der Schwefelgehalt nicht erfasst wurde (Ecoconseil, 1996).

Die Sedimentuntersuchungen des AWA wiesen in den beiden Gebieten Wystäge und Roggwil ebenfalls auf höhere Werte von Cd, Pb und Zn im Vergleich zu den anderen Langete-Probestellen hin (Abbildung 10).

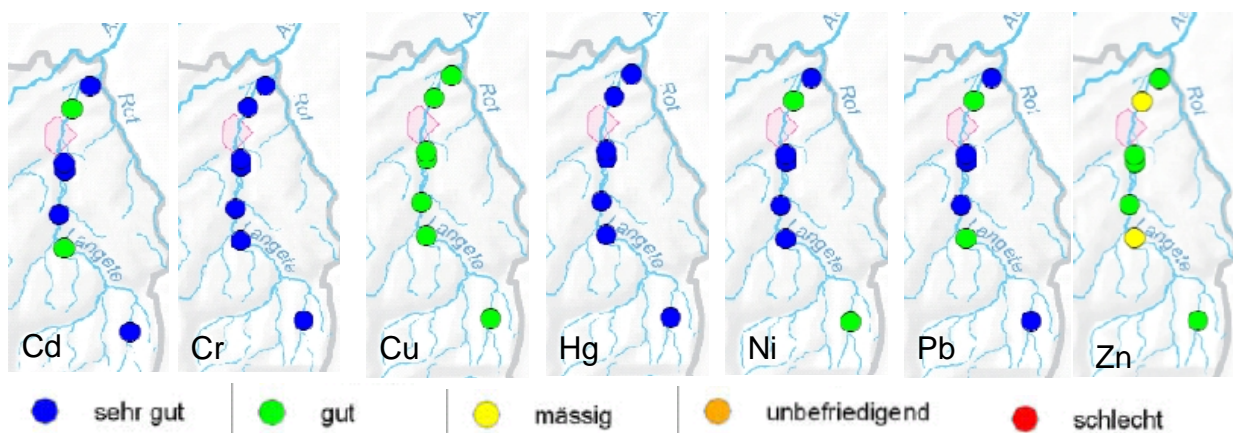
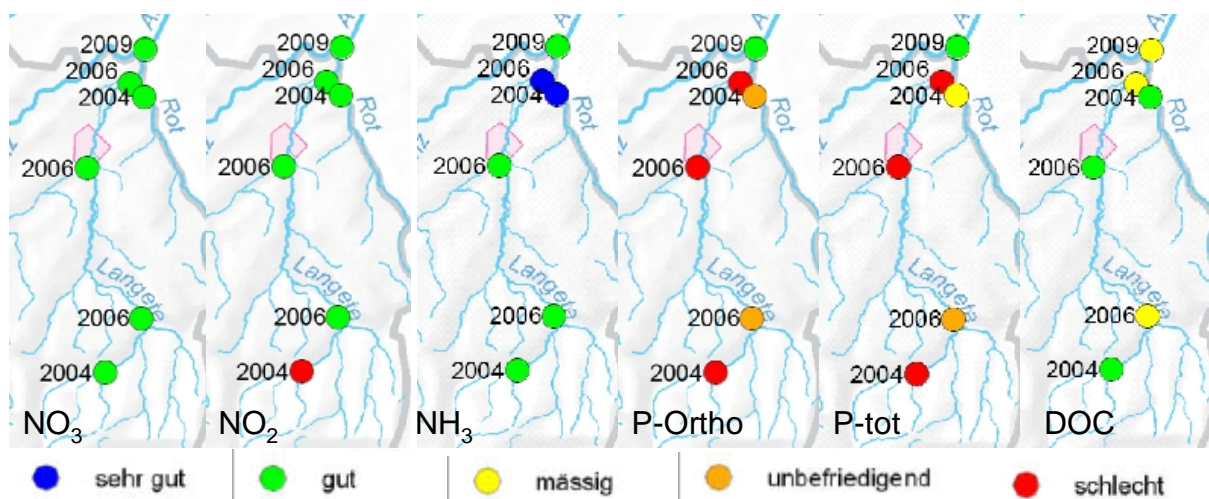


Abbildung 10: Sedimentuntersuchungen des GBL von 2003 (Daten AWA, GBL).

Die Untersuchungen auf Pyrethroide im Sediment wurde 1998 eingestellt, seit in Zusammenhang mit der Permethrinverschmutzung aus der Wollspinnerei Huttwil (Kapitel 2.2.2) die Konzentration von Permethrin unter die Nachweisgrenze gesunken war.

### 3.2. Wasserqualität

Die Analysen der Wasserqualität deckten sich mit den Annahmen über erhöhte Phosphoreinträge in das Gewässer (Kapitel 2.2.1). So wie die Langete in den Stichproben von 2004-2009 erhöhte Phosphorwerte auf (Abbildung 11).



**Abbildung 11:** Nährstoffkonzentrationen im Langetewasser 2004-2009 (Daten AWA, GBL; 90 %-Perzentil, n=12)

Durch die Firma Ecoconseil wurden 1997 zwei Toxizitätstest mit Langetewasser bei Lindenholz und Langenthal durchgeführt. Beim 2. Versuch war nur das Wasser bei Lindenholz toxisch, die Anzahl Junge lag bei beiden Proben in einem guten Bereich. Die signifikant höhere Mortalität der Daphnien beim ersten Versuch könnte durch eine toxische Substanz oder Stoffgruppe begründet sein, welche bereits bei Lindenholz auftritt. Nach dem Toxizitätsschub erholten sich aber die Daphnien im Lindenholz-Wasser schneller als die bei Langenthal, was darauf hindeutet, dass die Belastung bei Langenthal persistenter ist.

**Tabelle 3:** Toxizitätstest mit Daphnien in der Langete (Ecoconseil, 1997). Die Mortalitätsrate in der Langete ist signifikant höher als die der Referenz.

	Mortalitätsrate		Anzahl Junge	
	Versuch 1	Versuch 2	Versuch 1	Versuch 2
Referenz	20.0 %	-	81.1 ± 32.0	-
Lindenholz	71.4 %	26.8 %	36.4 ± 48.8	108.0 ± 11.7
Langenthal	64.7 %	0.0 %	44.6 ± 42.4	108.3 ± 8.1

2011 wurden durch das GBL bei Häberenberg und Langenthal Wochensammler für Chemieproben installiert. Die Proben wurden auf 70 gängige Stoffe untersucht. Wegen der mangelnden Erfahrung mit der Interpretation der Ergebnisse aus Wochensammelproben war eine genaue Abschätzung der Belastungssituation aber noch schwierig. Es konnten jedoch die gängigen Tracer wie z.B. Koffein, welche auf das Vorhandensein von ARA-Wasser und Abwassereinleitungen hindeuten, nachgewiesen werden. Unter den Pharmaka wurden beispielsweise Methozyl gemessen, welches gewöhnlich von Diabetikern eingenommen wird. Bei stark hydrophilen Stoffen



wie Methozyl besteht die Problematik, dass diese auch relativ einfach durch den Grundwasserstrom transportiert werden können. Über die Ökotoxizität von Methozyl ist nicht viel bekannt, es ist jedoch zu beachten, dass oftmals verschiedenste Pharmaka in einem Cocktail auftreten, dessen Wirkung nicht bekannt ist. Auch stellen die im Gewässer untersuchten Stoffe nur einen kleinen Bruchteil der tatsächlich verwendeten Chemikalien und Medikamente dar (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011).

Herbizide wie Atrazin und das Abbauprodukt Triazin wurden in den Wochensamplern zwar gemessen, dies jedoch nicht in höheren Konzentrationen als in anderen Gewässern. Allgemein geringere Kenntnisse gibt es über die Wirkung von Fungiziden und Insektiziden. Diese sind als ökotoxikologisch aber wesentlich wichtiger einzustufen als Herbizide, zumal diese bereits ab einem sehr kleinen Schwellenwert hochtoxisch wirken können (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011).

### 3.3. Biologische Untersuchungen

#### 3.3.1. Abfischungen und Fischgesundheit

In der Langete sind die Fischrechte unterschiedlich verteilt und in gewissen Abschnitten existieren Pachtverträge. Die Naturverlaichung der vorkommenden Fischarten in der Langete ist gegeben, bei den Bachforellen wird auch Besatz vorgenommen (mündl. Mitteilung D. Bernet, Fischereiinspektorat).

Die Zusammensetzung der **Fischlebensgemeinschaft** erfährt ab Madiswil einen starken Wechsel. Im Oberlauf sind die Groppe und die Bachforelle vorherrschend, zwischen Wystäge und Madiswil erfährt die Bachforelle einen massiven Einbruch. Ab hier wird sie durch die Regenbogenforelle und Äsche abgelöst. Während sich die Bachforelle seit dem Bestandeszusammenbruch in den 90er Jahren im Oberlauf relativ gut erholen konnte, regenerierte sich der Bestand im Unterlauf nicht. (Abfischergebnisse des Fischereiinspektorates 1996-2012). Nach Beobachtungen des ehemaligen Fischereiaufsehers S. Kaderli ist die Fischpopulation im Ursenbach (Mündung bei Wystäge/Wechsel des Fischbestandes) gut, es kommen viele Bachforellen und wenige Regenbogenforellen darin vor (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011).

Einzelne Regenbogenforellen gab es in der Langete bereits vor 50 Jahren (geschätzte 5 Stk. pro 100 Bachforellen). Diese entkamen aus Fischzuchten, konnten sich aber nicht gegen die Bachforellen durchsetzen und es wurde damals auch keine Naturverlaichung festgestellt. Seit dem Bestandeszusammenbruch der Bachforellen profitiert die Regenbogenforelle scheinbar von der Lücke, welche die Bachforelle unterhalb von Kleindietwil hinterlässt. So zeigen die Abfischergebnisse, dass die Regenbogenforelle seit 2004 bei Lotzwil und seit 2008 bei Roggwil vermehrt vorhanden ist. Seit einigen Jahren wird auch die Naturverlaichung der Regenbogenforelle beobachtet. Die Tatsache, dass die Regenbogenforelle nur bis Madiswil vorkommt, muss mit dem fehlenden Konkurrenzdruck durch die Bachforelle zusammenhängen. Wanderhindernisse, welche für den Wechsel der Artenzusammensetzung verantwortlich gemacht werden könnten, bestehen im Raum Kleindietwil/Madiswil keine (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011).

Seit 1996 wird durch das FIWI (Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin) auch die **Fischgesundheit** in der Langete untersucht. In den Untersuchungen von 1996-1998 wurden Bach- und Regenbogenforellen in Trink-, ARA- und Langetewasser gehalten. Dabei zeigte sich eine deutlich erhöhte Sterblichkeit im Langetewasser. Auch die Nieren- und Lebererkrankungen durch Furunkulose, PKD und andere Organschäden kamen im Langetewasser öfter vor als in Trink- und ARA-Wasser. Abfischungen in Eriswil, Madiswil, Lotzwil und Roggwil zeigten, dass die Fischgesundheit flussabwärts abnimmt und in Madiswil gegenüber Eriswil sowie in Roggwil gegenüber Lotzwil schlechter ist. Da sich diese Resultate jedoch auf nur fünf untersuchte Fische pro Stelle bezieht, dürfen die Ergebnisse nicht zu stark gewichtet werden (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011; Schmidt-Posthaus, 2004).

NAFUS-Untersuchungen (1979-1999) in Zusammenhang mit dem Syndrom „schwarze Forelle“ ergaben verschiedenste Erkrankungen durch PKD, bakterielle Infektionen sowie den Verdacht auf Intoxikationen. 2001 wurden bei 10 älteren Forellen im Raum Rohr/Madiswil degenerative Nierenveränderungen und Augenveränderungen festgestellt, welche nicht in Zusammenhang mit PKD standen. Dies deutet darauf hin, dass die Erkrankungen multifaktoriellen Ursprungs sein könnten (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011; Schmidt-Posthaus, 2004).

1998-1999 wurde ein passives Monitoring an Bachforellen durchgeführt, in welchem 20 Bachforellen unterhalb und oberhalb der ARA auf ihren Gesundheitszustand überprüft wurden. Es zeigten sich vor allem degenerative Leberveränderungen, welche im Herbst ausgeprägter waren als im Frühjahr. Grund dafür sind vermutlich höhere Temperaturen im Sommer, welche den PKD-Befall begünstigen und damit zu Stress und Beeinträchtigung des Toxinmetabolismus führen können. Die Erkrankungen waren unterhalb der ARA Huttwil erhöht, was nicht auf PKD zurückgeführt werden kann. Auch waren die Werte der Vitellogenin-Messungen unterhalb der ARA teils deutlich grösser und könnten ein Hinweis auf östrogen-wirksame Stoffe sein (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011; Schmidt-Posthaus, 2005).

Vor Betriebseinstellung der ARA Huttwil wurde 2004 der Ist-Zustand der Fischgesundheit erhoben. Dabei wurden in der Rot an 2 Stellen, in der Langete in Eriswil, Madiswil und Roggwil, sowie im Madiswiler-Dorfbach je 15-20 Bachforellen auf den Zustand der Nieren, Lebern und Kiemen untersucht. In der Langete konnte flussabwärts eine zunehmende Verschlechterung der Gesundheit gezeigt werden, auch war der histologische Totalindex in der Langete grösser als im Madiswiler Dorfbach und in der Rot. Die Erkrankungen an PKD erreichten in der Langete bei Madiswil ihren Höhepunkt. Temperaturmessungen zeigen indes im Flussverlauf zwischen Kleindietwil und Roggwil einen Temperaturanstieg um 2 °C. Damit wird im Sommer der für PKD kritische Bereich von > 15 °C erreicht (Temperaturdiagramme in Anhang D). Neben PKD ist aber auch der allgemein hohe Anteil an Bachforellen mit degenerativen Leberveränderungen auffällig. Denn im Gegensatz zu früher, waren die Leberschäden auch im Winter stark ausgeprägt, dies könnte neben PKD auch auf andere chemisch-physikalische Einflüsse hindeuten bzw. könnte Folge eines Zusammenspiels von PKD, Wassertemperatur und Wasserqualität sein (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011; Schmidt-Posthaus, 2005).

### 3.3.2. *Diatomeen*

Die Beurteilung der Gewässergüte mit Hilfe der vorkommenden Kieselalgen ergab in den Jahren 1991-2011 mehrheitlich eine „gute“ Wasseraualität. Ausnahme stellten die Probestellen oberhalb und unterhalb der ARA Huttwil (LAN004) und unterhalb der ARA Lotzwil (LAN009) dar (Tabelle 4).

**Tabelle 4:** Beurteilung der Gewässergüte aufgrund der Kieselalgen gemäss Aquaplust-Untersuchungen von 1991-2011. Bei differenzierten Resultaten zwischen den Untersuchungsjahren wurde das jüngste Ergebnis verwendet (nach Aquaplust 1991/1993/2003/2005/2011; GBL 2012).

Lage der Probestandorte: siehe Abbildung 13, S. 20

Beprobte Stellen in den entsprechenden Untersuchungsjahren: Tabelle 7, S. 21

	ROB003	LAN001	LAN002	LAN003	LAN004	LAN005	LAN006	LAN007	LAN008	LAN009	BRU005	ROT001	ROT002
Gewässergüte 1991-2005	gut	gut	gut	mässig	mässig	gut	gut	gut	gut	mässig	beeinträchtigt	gut	gut
Gewässergüte 2011	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
DICH 2011	gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut

■ sehr gut   
 ■ gut   
 ■ mässig   
 ■ beeinträchtigt   
 ■ stark beeinträchtigt

### 3.3.3. Makrozoobenthos

Die bisher durchgeführten Untersuchungen der Wasserwirbellosen wird im nachfolgenden Kapitel 4 ausführlich behandelt. Bezüglich der Beurteilung der Gewässerqualität mit Hilfe der gängigen Indices Saprobienindex, IBCH und SPEAR verbesserte sich nach Aufhebung der ARAs im 2004 die Gewässerqualität. Bezüglich Pestiziden wies die Stelle LAN008 bei Lotzwil und ROT002 bei St. Urban eine mässige Belastung auf (Tabelle 5), wobei sich der SPEAR-Wert bei ROT002 im Übergangsbereich zu einer guten Gewässerqualität befand.

**Tabelle 5:** Beurteilung der Gewässergüte aufgrund des Makrozoobenthos gemäss Aquaplust-Untersuchungen von 1991-2011. Bei differenzierten Resultaten zwischen den Untersuchungsjahren wurde das jüngste Ergebnis verwendet (nach Aquaplust 1991/1993/2003/2005/2011; GBL 2012).

Lage der Probestandorte: siehe Abbildung 13, S. 20

Beprobte Stellen in den entsprechenden Untersuchungsjahren: siehe Tabelle 7, S. 21

	ROB003	LAN001	LAN002	LAN003	LAN004	LAN005	LAN006	LAN007	LAN008	LAN009	BRU005	ROT001	ROT002
Saprobie 1991-2005	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	sehr gut	sehr gut
Saprobie 2011	sehr gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
IBCH 2011	sehr gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	gut	gut	sehr gut	gut	beeinträchtigt	gut	mässig
SPEAR 2005	gut	sehr gut	mässig	gut	gut	mässig	mässig	gut	mässig	mässig	gut	mässig	gut
SPEAR 2011	gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	gut	gut	mässig	gut	sehr gut	gut	mässig

■ sehr gut   
 ■ gut   
 ■ mässig   
 ■ beeinträchtigt   
 ■ stark beeinträchtigt

## 4. Makrozoobenthos

### 4.1. Methoden

Zum Vorkommen und der Zusammensetzung der Makroinvertebraten im Einzugsgebiet der Langete finden sich Daten aus älteren Untersuchungen von 1985-2011. Zur weiteren Datenbeschaffung wurden von November 2011-Mai 2012 zusätzlich grob- und feinbiologische Untersuchungen des Makrozoobenthos durchgeführt.

Zwei weiteren Untersuchungen 1985 durch das GBL (von Känel, 1985) und 1995-1997 durch das Fischereiinspektorat beinhalten ausserdem feinbiologische Angaben über das Makrozoobenthos in der Langete. Da die Daten aufgrund der Probenahmemethodik weder direkt mit den Grobuntersuchungen der GEPs (Kapitel 4.1.1), noch mit den Aquaplustuntersuchungen (Kapitel 4.1.2) vergleichbar sind, wurden diese Ergebnisse nicht in Karten oder Grafiken dargestellt, teils aber im Text erwähnt. Einige Resultate der durch das Fischereiinspektorat untersuchten Probestellen in der Gemeinde Huttwil, wurden für den GEP Huttwil verwendet und sind demnach auch in den entsprechenden Karten der nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

#### 4.1.1. GEP-Daten und Spezialuntersuchungen des GBL:

Im Rahmen der generellen Entwässerungsplanung der Gemeinden (**GEP**) wurden zwischen 1997-2005 grobbiologische Untersuchungen durch verschiedene Ingenieurbüros durchgeführt. Zusätzlich liegen auch durch das GBL selbst (von Känel, 2005) biologische Daten vor.

Diese Daten beruhen auf die Beprobung durch Kick-Sampling, wobei keine standardisierte Methode zur Probenahme existiert. Die Abundanzen wurden in Form von Häufigkeitsklassen aufgenommen. In den meisten Fällen lag keine Definition dieser Häufigkeitsklassen vor, die Einstufung liess sich aber plausibel in die 5-stufige Abundanzskala einteilen, welche auch bei den Neuerhebungen 2011/2012 verwendet wurde (siehe Kapitel 4.1.3).

Die Pflicht der Erstellung eines GEPs wurde noch nicht von allen Gemeinden wahrgenommen. Von untenstehenden Gemeinden lagen aus diesem Grund keine Daten über den Gewässerzustand vor:

- Affoltern im Emmental
- Auswil
- Busswil bei Melchnau
- Madiswil
- Obersteckholz
- Oeschenbach
- Reisiswil
- Rohrbachgraben
- Rütschelen
- Ursenbach
- Walterswil
- Wysssache

In den nachfolgenden Gemeinden, von welchen bereits ein GEP-Bericht vorlag, wurde das Makrozoobenthos in den Gewässern nicht behandelt:

- Bleienbach
- Dürrenroth
- Roggwil
- Rohrbach
- Wynau

Aus Tabelle 6 ist das Probenahmedatum der biologischen Erhebungen der GEPs ersichtlich.

**Tabelle 6:** Probenahme-Daten der biologischen GEP und Spezialuntersuchungen.

Gemeinde	Gewässer	Code	X-Koord	Y-Koord.	Projekt	Datum
Eriswil	Langete	LAN129	631174	214200	GEP Eriswil	11.04.2002
		LAN130	631201	214233		
		LAN131	631381	215295		
		LAN132	631422	215336		
		LAN133	631773	215053		
		LAN134	631065	213425	Fischereiinspektorat	15.01.1995
						15.07.1995
						15.02.1996
						15.08.1996
						15.04.1997

Gemeinde	Gewässer	Code	X-Koord	Y-Koord.	Projekt	Datum			
	Margletebächli	MAB101	631773	213722	Fischereiinspektorat	15.01.1995			
	Schwändibach	SHW101	631677	213601					
Gondiswil	Frybach	FRY101 FRY103 FRY106 FRY108	633418 633372 633054 632695	220983 221011 221247 221778	GEP Gondiswil	28.06.2007			
Huttwil	Langete	LAN118 LAN119 LAN120 LAN121 LAN122 LAN123	631860 631529 631175 630366 629961 629544	217766 218167 218234 218309 218522 219101	GEP Huttwil	20.02.2003			
		LAN139	631487	217025	Fischereiinspektorat	15.01.1995 15.07.1995 15.02.1996 15.08.1996			
		LAN310 LAN311	629770 629667	218665 218825	Fachbericht 2005/2	14.11.2005			
	Rotbach	ROB003 ROB301 ROB302 ROB303	628900 629346 629628 629703	216751 217990 218686 218201	Fachbericht 2005/2	14.11.2005			
		ROB101 ROB102	629815 629632	218378 218747	GEP Huttwil	20.02.2003			
	Wyssache	WYA101 WYA102	629716 629416	216621 217995	GEP Huttwil	20.02.2003			
	Rohrbach	Langete	LAN312	629315	219572	Fachbericht 2005/2	14.11.2005		
	Ursenbach	Ursenbach	URB301	626179	221882	Fachbericht 2005/2	14.11.2005		
Kleindietwil	Langete	LAN207	626396	221877	Fachbericht 2005/2	14.11.2005			
Langenthal	Buechwaldbach	BWL101	625134	228873	GEP Langenthal	02.04.2008			
	Langete	LAN101 LAN104 LAN105 LAN106 LAN107 LAN110	626447 626412 626771 626923 626471 626467	227998 228003 229301 230307 228471 228507					
		LAN211 LAN307 LAN313 LAN314	626193 626362 626781 626366	222217 222902 221323 222616			Einläufe Wystäge - Golihof	26.02.1998	
							Fachbericht 2005/2	14.11.2005	
		Brunnbach	BRU102 BRU103	626419 626428			227685 227737	GEP Lotzwil	27.06.1997 22.10.1998 27.06.1997 22.10.1998
			LAN135 LAN136 LAN137 LAN138	626851 626853 626705 626721			226538 226577 227058 227094	GEP Lotzwil	18.02.1997
Melchnau	Dorfbach	DME101 DME102 DME103 DME104 DME105	631454 631496 631305 631412 631583	224217 225084 226516 227135 227628	GEP Melchnau	23.03.2005			

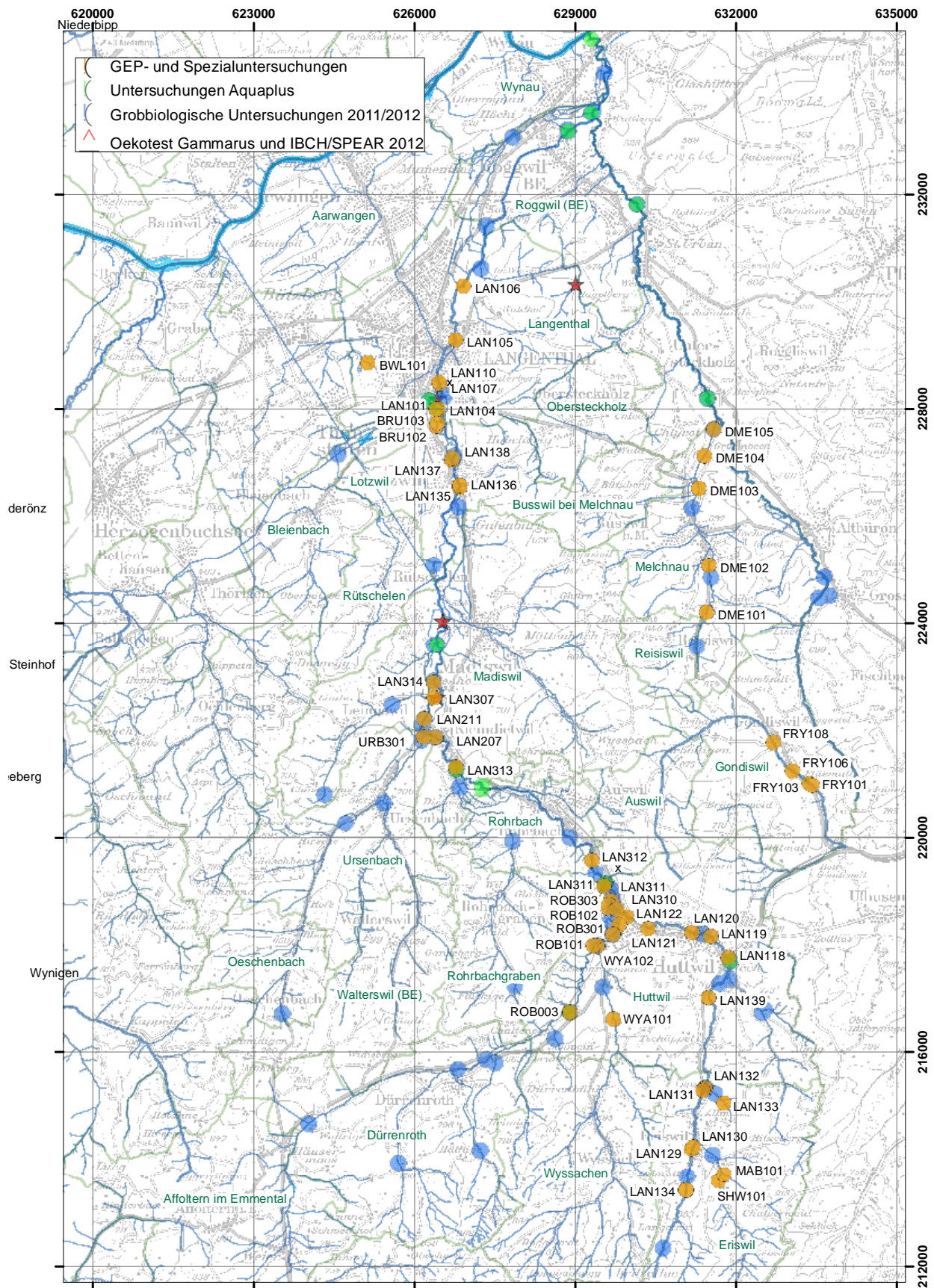


Abbildung 12: Codes und Lage der Probestellen der GEP- und Spezialuntersuchungen.



#### 4.1.2. Aquaplus-Daten / routinemässiges Biomonitoring:

Detaillierte Angaben über die vorkommenden Arten des Makrozoobenthos wurden durch das Büro Aquaplus in den Jahren 1991, 1994, 2003, 2005 und 2011 erfasst.

Die Daten der Aquaplus-Untersuchungen beziehen sich auf eine flächenbezogene Besiedlungsdichte von 0.1 m<sup>2</sup>. Die Proben wurden mittels Surber-sampler im Kies in einem standardisierten Verfahren entnommen. In Bezug auf die Methodik sind somit alle Untersuchungen von Aquaplus miteinander vergleichbar.

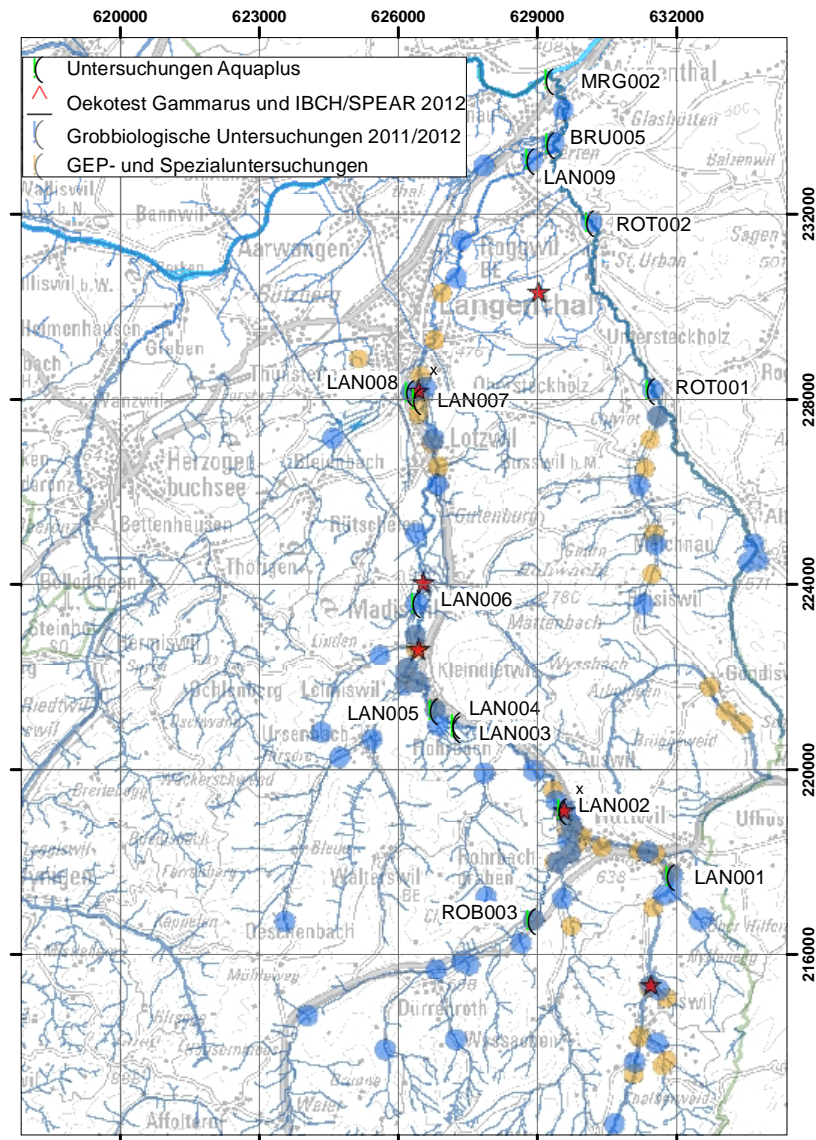


Abbildung 13: Codes und Lage der Aquaplus-Probstellen.



**Tabelle 7:** Beprobte Stellen in den verschiedenen Untersuchungskampagnen von Aquaplust.

Code	Gewässer	Standort	X-Koord.	Y-Koord.	Mrz 2011	Mrz 2005	Apr 2003	Okt 1994	Mai 1991
ROB003	Rotbach	Rotmatt	628900	216750	x	x			x
LAN001	Langete	Uech	631900	217700		x		x	x
LAN002	Langete	Häberenbad	629560	219140	x	x			
LAN003	Langete	ARA Huttwil oben	627275	220925			x	x	x
LAN004	Langete	ARA Huttwil unten	627250	220975			x	x	x
LAN005	Langete	Fennermatte	626788	221276		x	x		
LAN006	Langete	Rütmatt	626425	223600		x	x	x	x
LAN007	Langete	ARA Lotzwil oben	626425	288000				x	
LAN008	Langete	Oberi Matte	626275	228150	x	x	x	x	
LAN009	Langete	Mangi	628875	233175		x	x	x	x
ROTD01	Rot	Rofmatte	631464	228197	x		x		
ROTD02	Rot	Buechägerte	630156	231825	x		x		
BRUD05	Brunnbach	Brunnbachmündung	629300	233525	x				x
MRG002	Murg	ARA Obermurgenthal	629300	234900					x

#### 4.1.3. Neuerhebung von grob- und feinbiologischen Daten 2011/2012

Ergänzend zu den vorhandenen Daten wurde von November 2011 bis März 2012 mit flächen-deckenden **grobbiologischen Untersuchungen** die Abundanzen und Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der Langete und ihren Seitengewässern erfasst. Dabei richtete sich das Augenmerk im Speziellen auf das Vorkommen von *Gammarus*.

Die Probestellen für die grobbiologischen Untersuchungen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- bestehende Bioprobestellen (Aquaplust-Untersuchungen)
- unterhalb und oberhalb von potenziellen Belastungsherden (Kapitel 2.2)
- oberhalb der Mündungsbereiche von Zuflüssen

Standorte mit auffallend geringer Gammaridendichten wurden mehrmals beprobt. Die Lage der Standorte und das Datum der Beprobung sind in Anhang A ersichtlich.

Für die grobbiologischen Untersuchungen wurden die vorkommenden Taxa des Makrozoobenthos direkt im Feld auf Klasse-, Ordnungs-, Familienniveau erfasst. Neben Aufnahme des Makrozoobenthos wurden an den Probestellen der äussere Aspekt (Binderheim und Göggel, 2007) und die Ökomorphologie (Hütte und Niederhauser, 1998) beurteilt. Diese Resultate werden im Bericht nur bei Auffälligkeiten erwähnt. Die ungefähre Fliessgeschwindigkeit wurde mit Hilfe eines Stück Holzes gemessen, welches an einer 1 m langen Schnur befestigt war. Dabei errechnete sich die Fliessgeschwindigkeit aus der Zeit, welche das Holzstück für 1 m Strecke an der Wasseroberfläche benötigte.

Zur Aufnahme des Vorkommens der Makroinvertebraten wurden unterschiedliche Substrate beprobt, insbesondere die für Gammariden geeigneten organischen Substrate (Holz, Laub, Moos, Wurzeln). Ein standardisiertes Verfahren wurde nicht angewendet, jedoch erfolgte das Vorgehen immer nach ähnlichem Muster mittels 3-5 Kicks und wo vorhanden, durch Beprobung von Makrophyten und Wurzeln. Die Abundanz der Taxa wurde im Feld nach folgenden Häufigkeitsklassen geschätzt:

#### **Klasse Definition**

- |   |                   |
|---|-------------------|
| 1 | 1-2 Individuen    |
| 2 | 3-10 Individuen   |
| 3 | 11-50 Individuen  |
| 4 | 51-200 Individuen |
| 5 | > 200 Individuen  |

Um einen Bezug zu den Ergebnissen des Ökotoxikologischen Tests *Gammarus* herzustellen, erfolgten die **IBCH- und SPEAR-Untersuchungen** an den selben Probestellen (Kapitel 5.1, Abbildung 40). An vier Standorten wurden durch das GBL Chemiesammelproben (Wochen- oder Ereignisbeprobung) genommen (Standorte in Kapitel 5.1, Tabelle 9). Die Daten zu den Chemieproben werden in diesem Bericht nicht vorgestellt. Die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur, pH und Sauerstoff wurden wöchentlich gemessen und sind in Kapitel 5.2.1 ersichtlich. Die Probenahmen für die feinbiologischen Untersuchungen richteten sich nach Methode Stucki (2010). Da die Proben mit viel organischem Material durchmischt waren, wurde im Labor der Detritus mit Wasser ausgespült. War nach wie vor viel organisches Material in den Proben enthalten, so wurden, nach dem Aussortieren der grösseren Tiere, nur ¼ der Probe (flächenbezogen) bestimmt und die Individuenzahlen auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Tabelle 8 gibt Auskunft über die Proben, für welche dieses Verfahren angewendet wurde. Bei massenhaftem Auftreten von Kriebelmücken- oder Zuckmückenlarven, wurde die Anzahl auf eine Häufigkeitsklasse gemäss Stucki (2010) geschätzt.

**Tabelle 8:** Verwendung von Teilproben (grau markiert) für die Bestimmung der Makrozoobenthos-Proben vom 29.3./11.4.2012 und 15.5.2012.

Code	Standort	März/April	Mai
LAN012	Eriswil		
LAN002	Häberenbad		
LAN014	Lindenholz		
LAN013	Madiswil		
LAN010	Langenthal		
SND001	Weier-Ischlag		

Die Beurteilung der Gewässerqualität erfolgte einerseits mittels Aufzeigen von Abundanzmustern der *Ephemeroptera*, *Plecoptera* *Trichoptera* und *Gammaridae* sowie durch Ermittlung der Indices IBCH (Stucki, 2010) und SPEAR<sub>pesticide</sub> (Liess et al., 2008; Berechnung mit online-Rechner SPEAR). Fotos zu den Standorten, die Taxaliste sowie die Feld- und Laborprotokolle befinden sich im Anhang B.

## 4.2. Resultate und Interpretation

### 4.2.1. Gammarus

Nach Aussagen des ehemaligen kantonalen Fischereiaufsehers S. Kaderli war der Gammarusbestand in der Langete bereits in den **60er Jahren** eher tief. Ganz im Gegensatz zum Bestand in der Rot, in welcher sich am Ufer manchmal regelrechte Gammaridengürtel bildeten. Allerdings hat auch hier die Häufigkeit von Bachflohkrebsen stark abgenommen, was unter anderem vermutlich auf die Entsorgung von Schafrückenbädern ins Gewässer zurückzuführen ist (mündl. Mitteilung S. Kaderli, ehem. Fischereiaufseher).

Aus den **80er Jahren** dokumentierten Joosting (1986) und von Känel (1985) die geringe Häufigkeit von Gammarus. Von Känel (1985) stellte diesbezüglich die These auf, dass Wanderhindernisse eine Abnahme der Gammaruspopulationen zur Folge haben könnten. Ebenso verzeichnete auch das Fischereiinspektorat in seinem Bericht über die Makrozoobenthos-Untersuchungen von 1995-1997 eine generell tiefe Gammaridendichte in der Langete. Grössere Häufigkeiten wiesen die Zuflüsse Margelbach, Schwändibach, Ursenbach, Dorfbach Leimiswil und insbesondere der Rotbach und der Tränkebach auf.

In den **90er Jahren**, nach dem Fischsterben infolge der Permethrinbelastung, war nicht nur unterhalb der Belastungsquelle die Anzahl Gammariden in den Aquaplus-Untersuchungen verschwindend klein, sondern ebenso wurden in den Untersuchungen von 1991 und 1994 oberhalb von Huttwil (LAN001) nur 8 und 10 Individuen gezählt, während bei Rüt matt (LAN006), wo das Grundwasser in die Langete exfiltriert, am meisten Bachflohkrebs zu finden waren (Abbildung 14).

Sowohl die Daten der bisherigen wie auch die jüngsten Untersuchungen zeigen, dass Gammariden im Oberlauf der Langete **heute** immer noch weniger häufig sind als im Unterlauf (Abbildung 14, Abbildung 15, Abbildung 16, Abbildung 17). Die kleinen Seitengewässer wurden durch *Gammarus* dichter besiedelt als die Hauptgerinne Langete, Rotbach und Ursenbach. In der Langete zeigten sich drei Gebiete, welche im Vergleich zu den restlichen Flussabschnitten geringere Dichten aufwiesen (siehe auch Abbildung 17):

(1) Huttwil, oberes Dorf (LAN216; LAN001; LAN202)

Oberhalb bis Mitte des Dorfes Huttwil kamen Gammariden nur vereinzelt vor. Dabei spielt der holzverarbeitende Betrieb eingangs des Dorfes keine messbare Rolle. Einen Unterschied in der Besiedlungsdichte der Bachflohkrebsen unterhalb und oberhalb des Betriebes konnte selbst während der Schädlingsbekämpfung im März nicht festgestellt werden. Bereits im Februar 2003 (GEP-Untersuchung) wurden im gesamten Dorf keine Individuen gefunden. Das geringe oder fehlende Vorkommen könnte auf eine Gewässerbeeinträchtigung hindeuten, da sich direkt oberhalb des Gebietes eine Einwanderungsquelle (Blunnibächli und Nyffelbächli) mit guten Gammarusvorkommen befindet.

(2) Fiechten - Häberrenbad - Rohrbach (ROB201; ROB301; LAN204; LAN002; LAN205; LAN206)

Unterhalb der Rotbachmündung nahmen die Häufigkeiten der Bachflohkrebsen von Klasse „3“ auf „2“ ab. Das geringe Vorkommen wurde bereits oberhalb der Hochwasserentlastung erfasst und kann daher nicht eindeutig auf diese zurückgeführt werden. Im November und März 2012 wurden an der Probestelle Häberrenbad (LAN002) gar keine Gammariden gefunden. Ebenfalls wenige Gammariden (1-2 Individuen) wurden im November und März im Zufluss Rotbach oberhalb des Gebietes gefunden. Auch bei Fiechten ist ein grösseres holzverarbeitendes Unternehmen, welches Insektizide verwendet, situiert. Bei der Beprobung eines Standortes oberhalb des Betriebes im März 2012 konnten jedoch ebenfalls keine Bachflohkrebsen verzeichnet werden (Abbildung 19). Dies erstaunte indes nicht, da im ganzen Rotbach keine grossen Gammarusdichten erfasst

wurden und wie in der Langete eher die Seitenbäche gut besiedelt waren. Ein gegenläufiges Resultat verzeichnete jedoch das Fischereiinspektorat (1997). Hier wurden im August 1996 im Rotbach, nahe der Mündung und in der Langete unterhalb der Rotbachmündung eine Anzahl Gammariden gefunden (im Bericht nicht dargestellt). Auch in der Aquaplusuntersuchung vom März 2005 war die Gammaridenzahl bei Häbererenbad höher als bei Langenthal und im Rotbach.

(3) Unterhalb Wystäge (LAN208; LAN211)

Obwohl an der Probestelle LAN208, ca. 120 m unterhalb der Deponie, gute Bedingungen für Gammarus (langsam fließende Randzonen, Wurzeln, Wasserpflanzen) gegeben waren, war das Taxon nur mit Häufigkeit 1-2 vertreten. Das gleiche Bild zeigte sich im Ursenbach, welcher oberhalb der Deponie in die Langete mündet. Oberhalb des Zuflusses, an Probestelle LAN207 war das Vorkommen grösser. An dieser Stelle wuchsen allerdings im Randbereich der Langete einige Pflanzen des kleinen Merks (*Berula erecta*), in welchen sich auch am meisten Individuen vorfanden. Die grobbiologischen Untersuchungen durch das GBL im 2005 ergaben ähnliche Ergebnisse mit einer Individuendichte zwischen 0-10. Andere Resultate ergaben die Untersuchungen des Fischereinspektorates im Januar 1995, bei welchen scheinbar ein hoher Bestand erfasst wurde. Allerdings wurde diese Probestelle in den nachfolgenden Untersuchungen nicht mehr berücksichtigt, wodurch der weitere Verlauf des Bestandes nicht geklärt wurde.

In der Rot waren Bachflohkrebse insbesondere im Oberlauf sehr häufig vertreten. Kurz vor der Einmündung des Mülibachs bei Grossdietwil (GML201) an der Probestelle ROT201, war ihre Abundanz übermässig hoch. Obwohl hier fördernde Lebensraumstrukturen vergleichsweise nicht häufiger waren als an anderen Stellen, kamen die Gammariden sowohl im Kies in der Mitte des Gewässers, wie auch am Rand in bemerkenswerter Dichte vor. Unterhalb des Mülibachs war das Vorkommen etwas weniger hoch, aufgrund der Klassierungsregeln ist dieser Unterschied in Abbildung 18 nicht ersichtlich.

Ein klarer Populationsrückgang entlang der Fliessrichtung wurde im Dorfbach Melchnau festgestellt. Besonders die GEP-Daten von 2005, in welchen nur unterhalb von Reisiswil Gammariden erfasst wurden, sind alarmierend. In den Untersuchungen von 2011/2012 wurden zwar Individuen gefunden, ein Rückgang zwischen Reisiswil und Melchnau, und damit bereits oberhalb der Textilfirma Lantal Textiles, konnte jedoch ebenfalls festgestellt werden (siehe auch Kapitel 2.2.2).

Die Murg (Zusammenfluss der Langete, Rot und Brunnbach) enthielt im November 2011 höhere Gammaridendichten (Häufigkeitsklasse 4) als die Langete und die Rot selbst.

Fazit zum Gammarusvorkommen

Mit Blick auf das gesamte Einzugsgebiet der Langete waren Gammariden in kleinen Seitengewässern häufiger vertreten als in den Hauptgerinnen Rotbach, Ursenbach und Langete. Besonders die Seitenbäche in der Wässermattenregion zwischen Madiswil und Lotzwil waren gut durch *Gammarus* besiedelt. Einwanderungsquellen in die Langete sind damit sowohl im Oberlauf als im Unterlauf gegeben. Aufgrund der Häufigkeiten in den Seitengewässern des Oberlaufes (Blunnibächli und Nyffelbächli), kann das geringe Vorkommen im Oberlauf somit nicht durch Wanderhindernisse bedingt sein, wie von Känel (1985) vermutete. Nach persönlichen Beobachtungen während den Feldprobenahmen hielten sich Gammariden in besonders hoher Zahl in Wasserpflanzen und Erlenwurzeln auf. Insbesondere Wasserpflanzen sind in kleineren Gewässern häufiger vertreten als in Gewässern mit regelmässigen Hochwassern und grösserem Gefälle wie der Langete. Die gute Präsenz von *Gammarus* in den Seitengewässern muss seinen Grund daher in den vorhandenen Strukturen haben. Analog beschreibt auch Werth et al.

(2011) die Wichtigkeit von kleinen Seitengewässern mit viel Laubstreu, die mit dem Hauptgerinne vernetzt sind. Ebenso fanden auch Alp et al. (2011) im Einzugsgebiet der Sense vor allem in Zuflüssen mit hohem Laubeinfall Bachflohkrebse. In den Unterläufen erhöhte sich ausserdem die genetische Vielfalt der Gammariden, weshalb die Populationen gegenüber Störungen vermutlich stabiler sind als die Oberläufe.

Sowohl die bisherigen, wie auch die neusten Untersuchungen zeigen, dass die Bachflohkrebse in der Langete im Oberlauf geringer vertreten sind. Ihr Bestand nimmt generell an den Exfiltrationsstellen unterhalb von Wystäge sowie bei Roggwil zu. Dies deckt sich ebenfalls mit den Beobachtungen des ehem. Fischereiaufsehers S. Kaderli (mündl. Mitteilung) (Abbildung 18 und Abbildung 19). Allerdings ist unklar, ob die höheren Dichten auch durch sauberes Grundwasser und nicht nur durch die zahlreichen Seitenbäche in diesem Gebiet begründet sind.

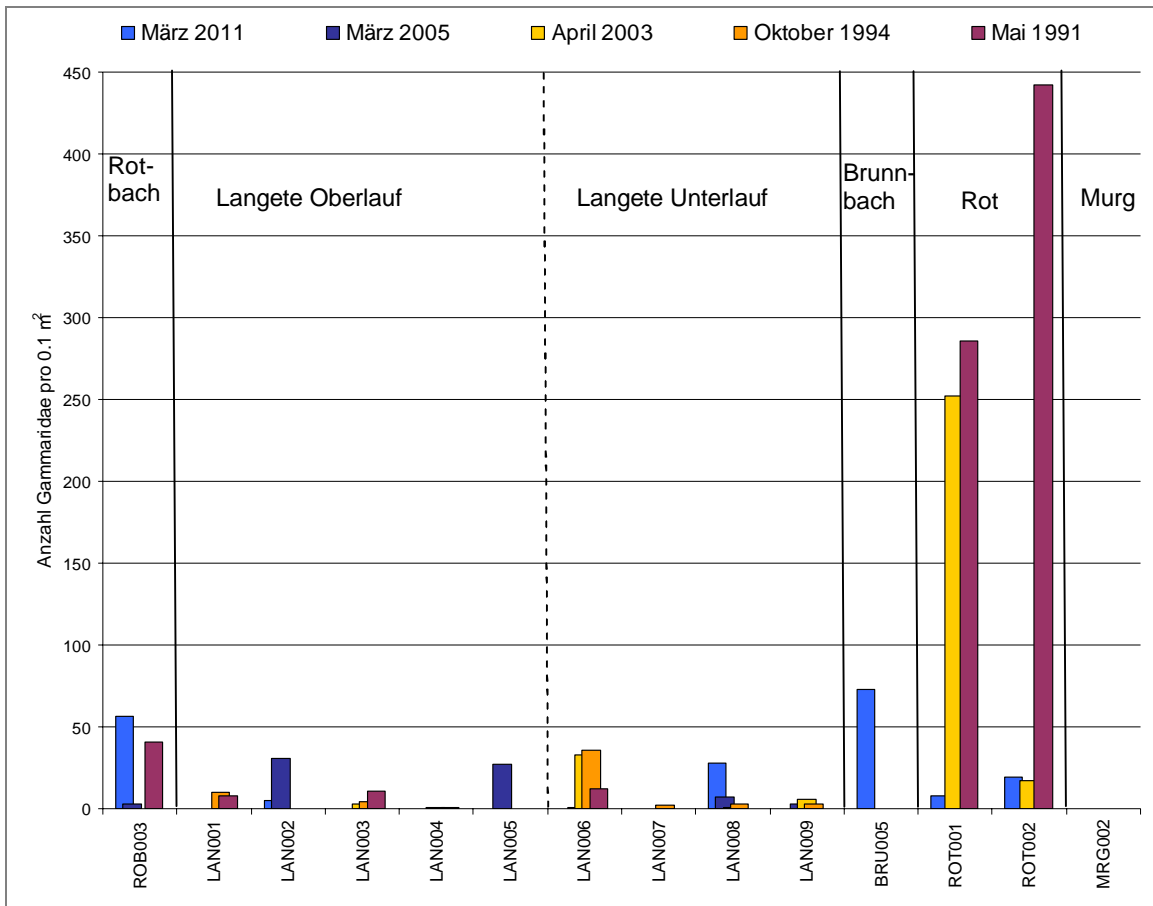
Das grössere Vorkommen von Bachflohkrebsen im Unterlauf lässt sich aber nicht für jedes Jahr und jede Jahreszeit pauschalisieren. So konnte dieses Muster nicht in jeder Untersuchung beobachtet werden und die Abundanzen verhielten sich teils gegenläufig. Die hohen Gammarusdichten im Rotbach und bei Häberenbad in den Untersuchungen des Fischereiinspektorates lassen darauf schliessen, dass die Migration vermutlich schubweise geschieht. Bei einem Hochwasser werden Bachflohkrebse in tiefere Gebiete gespült, die Aufwärtswanderung kann nur sehr langsam geschehen. In Kombination mit weniger Einwanderungsquellen könnte das geringere Vorkommen im Oberlauf folglich mit Drift infolge von Hochwassern zusammenhängen. Die Individuenzahlen in den IBCH-Untersuchungen 2012 zeigten im Oberlauf geringere Häufigkeiten im Mai gegenüber dem Frühjahr, unterhalb des Stollens bei Madiswil (LAN013) kam es im Mai zu einer Individuenzunahme gegenüber dem Frühjahr (Abbildung 15). Vor den Probenahmen im März/April war der Abfluss in der Langete über Wochen mittel bis tief, zwischen April und Mai kam es jedoch vermehrt zu erhöhten Abflüssen (Abbildung 49 - Abbildung 51). Neben einer möglichen Gewässerverschmutzung, wäre somit das Wegspülen der Bachflohkrebse in den Unterlauf eine plausible Erklärung für die saisonale Schwankung.

In Folge dieser Zusammenhänge, scheint das Gammaridenvorkommen in der Langete in erster Linie von den drei folgenden Punkten abhängig zu sein:

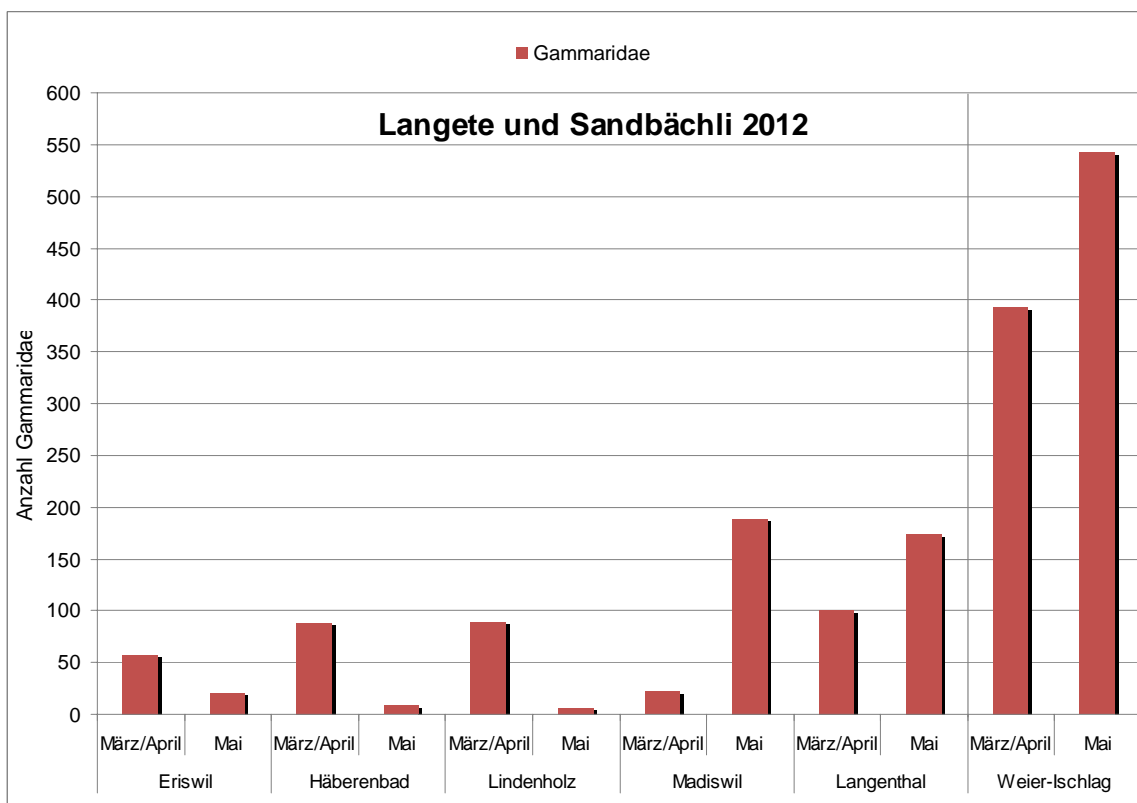
- Hydrologie
- Morphologie
- Vernetzung

Unter Berücksichtigung dieser Einflussfaktoren, wirken sich auch der Eintrag von Bioziden und Gülle örtlich auf das Vorkommen der Bachflohkrebse aus.

Als Gebiete mit tendenziell kritischem Gammarusbestand können der Dorfbach Melchnau ab Reisiswil, in der Langete die Regionen oberes Dorf Huttwil, Häberenbach/Rotbachmündung und Wystäge genannt werden. Allerdings konnte in keinem dieser Bereiche ein eindeutiges Ergebnis über das grundsätzliche Fehlen oder Vorhandensein der Tiere festgestellt werden.

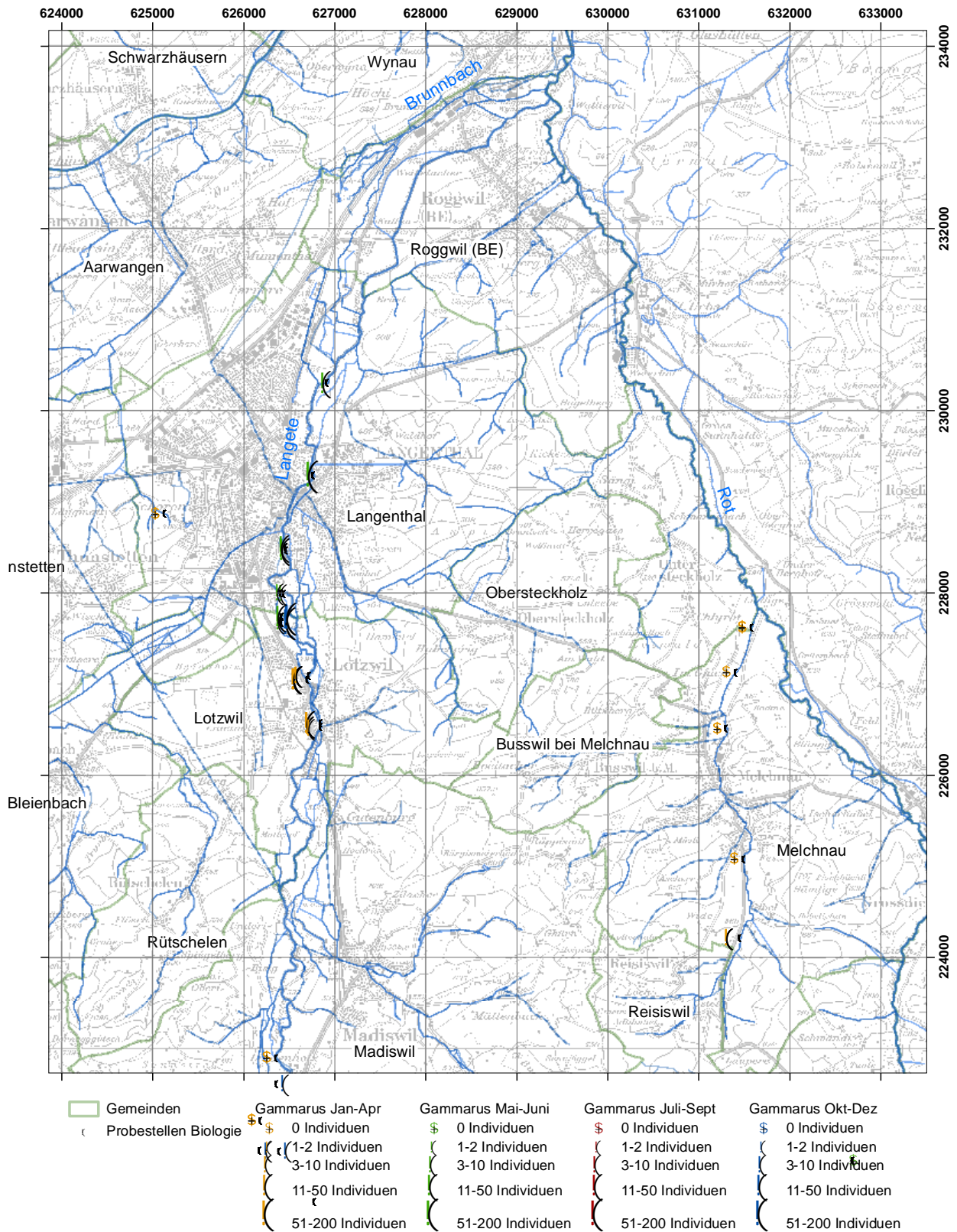


**Abbildung 14:** Häufigkeiten von Gammarus in den Untersuchungen von Aquaplus 1991-2011. Es wurden nicht alle Stellen in jeder Untersuchungskampagne beprobt (siehe Tabelle 7).



**Abbildung 15:** Gammarusdichten in den IBCH-/SPEAR-Untersuchungen 2012 an den fünf Standorten in der Langete und im Sandbächli (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotest Gammarus).

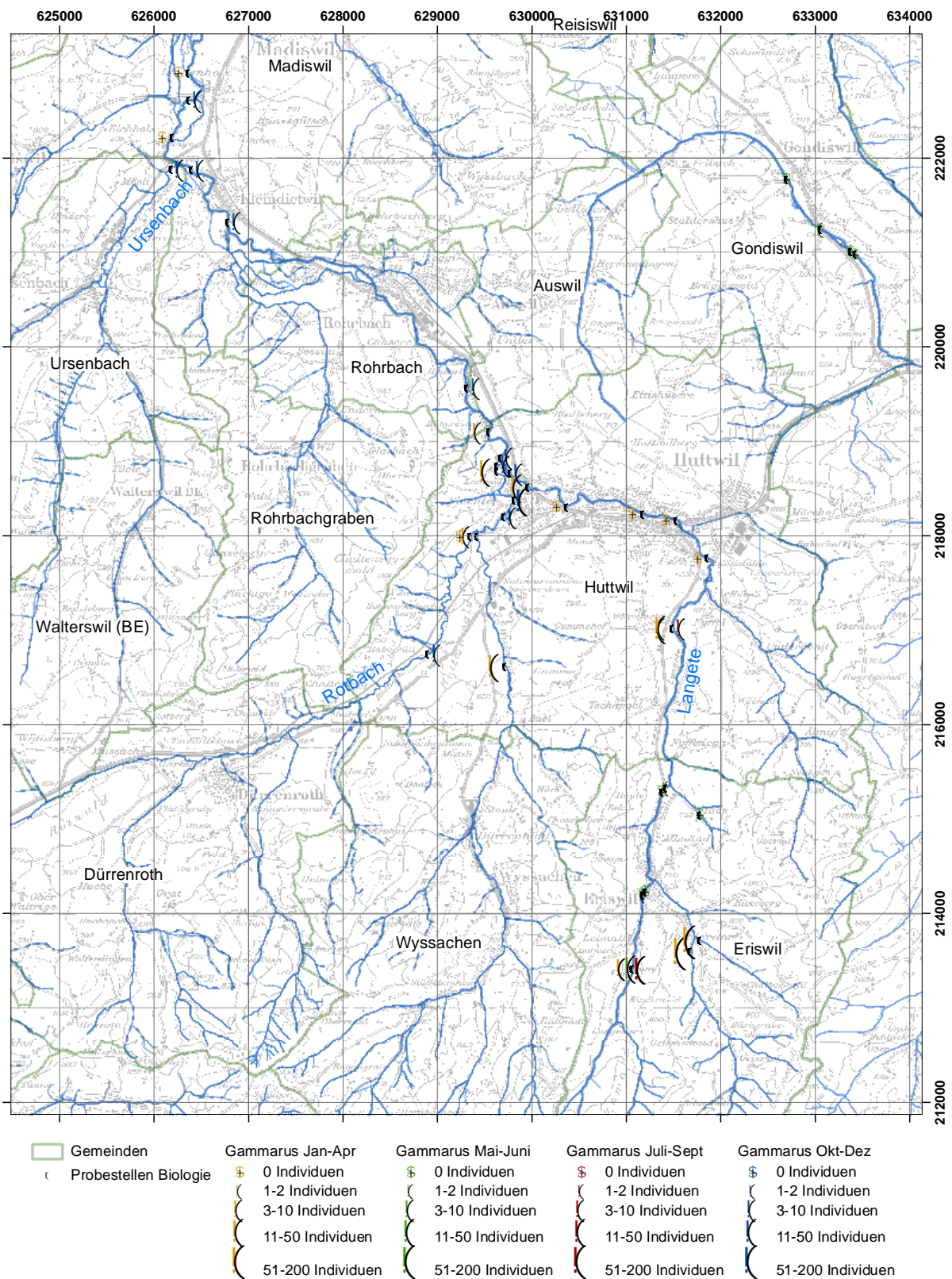
# GEP-/Spezialuntersuchungen: Bachflohkrebse im Unterlauf



**Abbildung 16:** Vorkommen der Bachflohkrebse im Unterlauf der Einzugsgebietes Langete gemäss GEP-Daten (1997-2005).

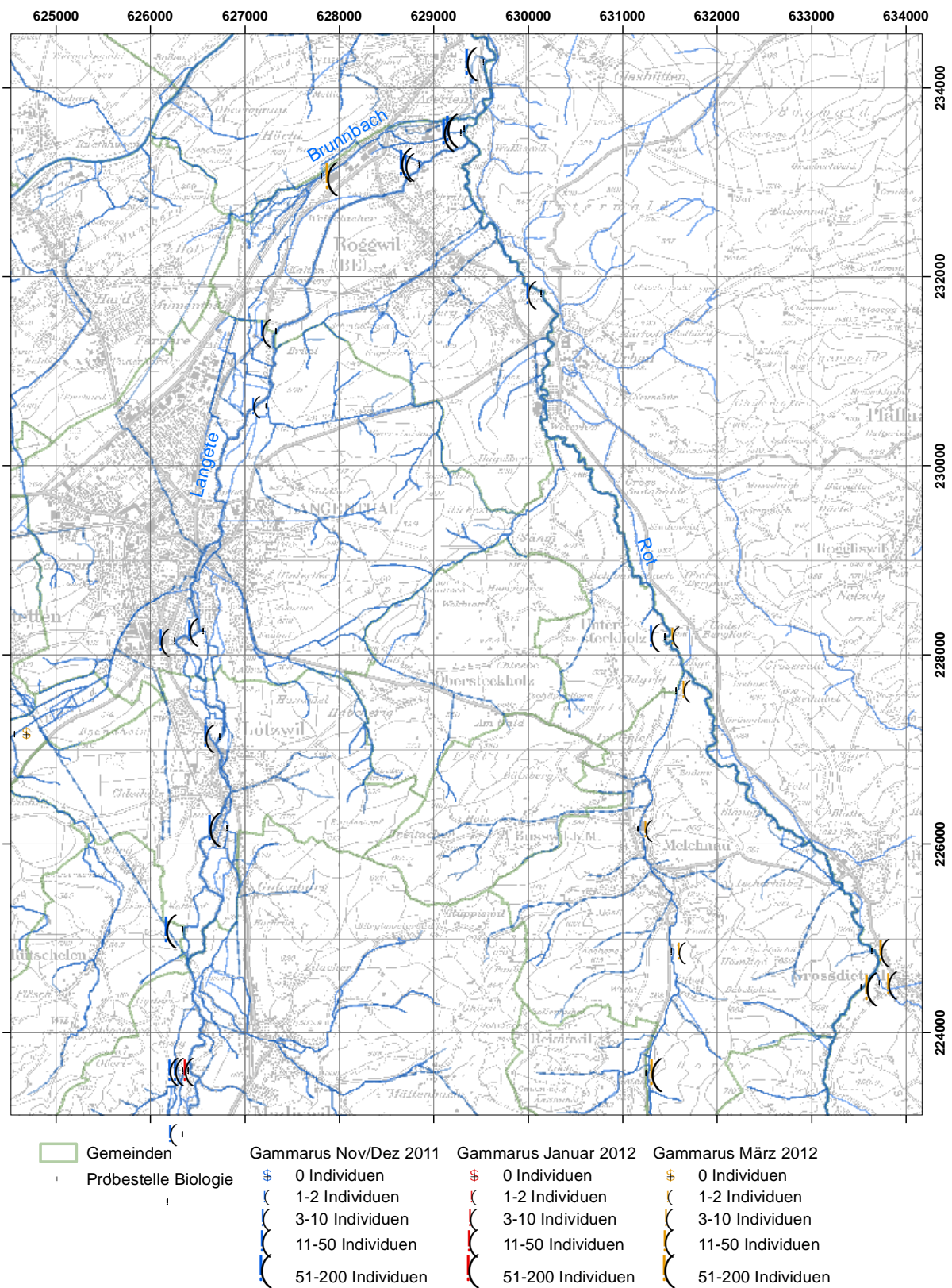


## GEP-/Spezialuntersuchungen: Bachflohkrebse im Oberlauf



**Abbildung 17:** Vorkommen der Bachflohkrebse im Oberlauf der Einzugsgebietes Langete gemäss GEP-Daten (1997-2005).

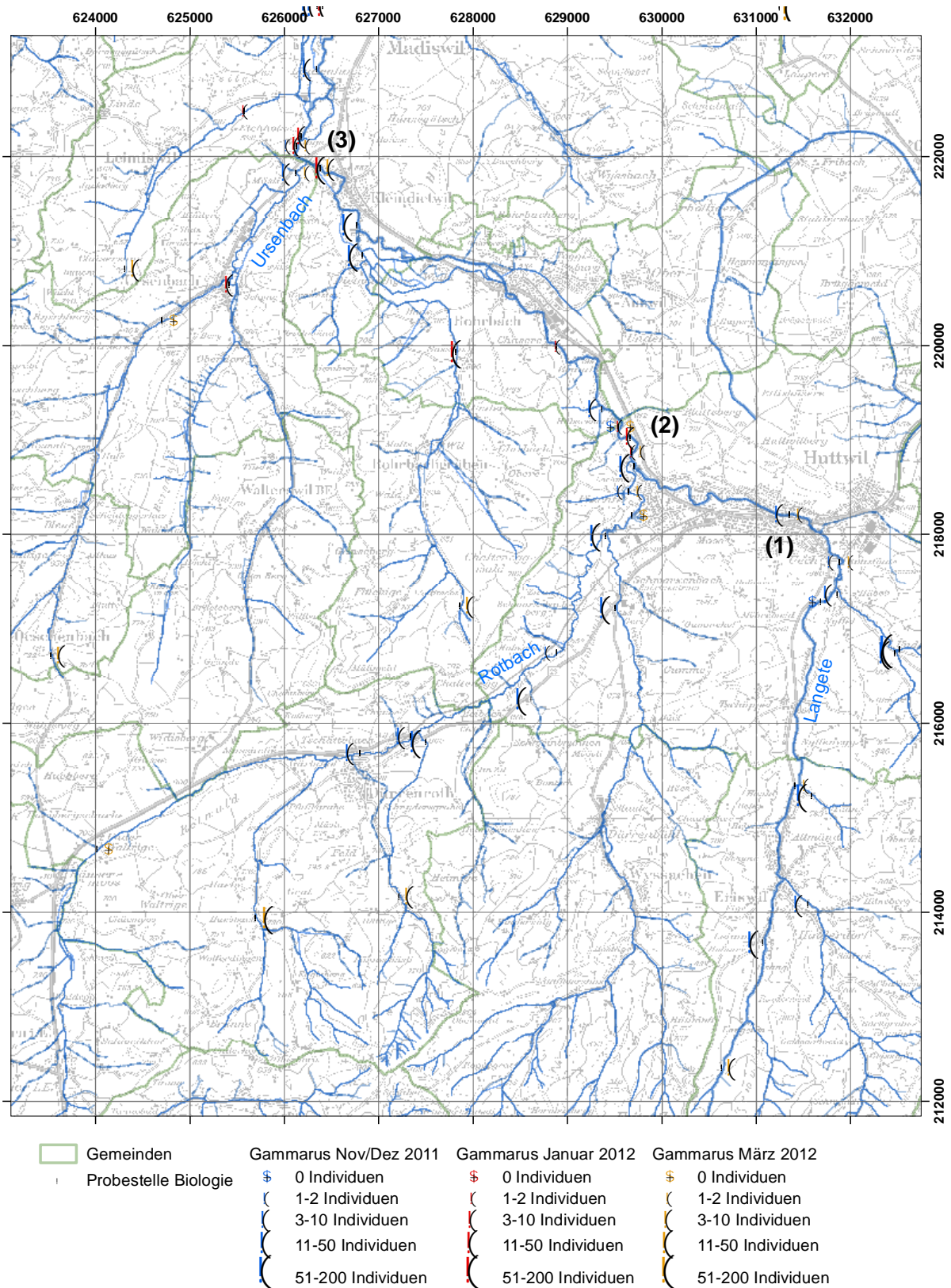
## Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Bachflohkrebse im Unterlauf



**Abbildung 18:** Vorkommen der Gammariden im Unterlauf der Langere und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.



## Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Bachflohkrebse im Oberlauf



**Abbildung 19:** Vorkommen der Gammariden im Oberlauf der Langete und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012. Für (1), (2), (3) siehe Text 23.

#### 4.2.2. Plecoptera

Alle bisherigen und aktuellen Untersuchungen weisen darauf hin, dass Steinfliegen im **Oberlauf der Langete** deutlich häufiger vertreten sind als im Unterlauf (Abbildung 20, Abbildung 21). Bei jeglichen Interpretationen müssen aber, aufgrund des Lebenszyklus dieser Ordnung, die natürlichen, saisonalen Unterschiede berücksichtigt werden. So sind die Dichten von Sommer bis zum Jahresbeginn natürlich tiefer als von Frühjahr bis Frühsommer, da zu dieser Zeit noch nicht alle Taxa aus den Eiern geschlüpft sind.

Das gleiche gilt für die Feldbestimmung der Larven während den Grobuntersuchungen von November 2011 – März 2012. Im November und Dezember waren oftmals zu junge Larvenstadien vertreten, um sie einer Familie zuordnen zu können. Bei den bestimmmbaren Exemplaren handelte es sich Ende Jahr hauptsächlich um die Familie der *Perlodidae*. Ab Januar kamen zusätzlich in etwas geringerer oder gleicher Häufigkeit Individuen der Familie der *Nemouridae*, im März an fünf Stellen im Gebiet Dürrenroth, Huttwi, Eriswil die Familie der *Leuctridae* dazu. Die IBCH-Untersuchungen zeigen, dass der Oberlauf bei Eriswil sowohl im Frühjahr wie auch im Frühsommer mit Abstand das grösste Vorkommen der *Plecoptera* hatte. Ebenso wies die Langete bei Eriswil auch die höchste Zahl der *Perlodidae* und als einzige Stelle einige Vertreter der *Perlidae* auf und wies gegenüber den unteren Stellen die grösste Diversität (Abbildung 21) auf. Der hohe Plecopteren-Anteil im Gewässer nimmt jedoch unterhalb von Eriswil immer mehr ab. Alle Daten der letzten 15 Jahre zeigen, dass der Bestand unterhalb von Huttwil bereits deutlich tiefer ist.

Im **Unterlauf der Langete** ist das Steinfliegenvorkommen eher gering:

- Im November/Dezember 2011 wurden im gesamten Unterlauf der Langete keine Steinfliegen beobachtet. In Rüt matt bei Madiswil (LAN006) wurden schliesslich im Januar *Perlodidae* und *Nemouridae* gefunden.
- Im GEP Lotzwil wurde im Februar 1997 kein Steinfliegenvorkommen festgehalten
- Oberi Matte bei Langenthal (LAN008): Keine Steinfliegen im Oktober 1994, April 2003, März 2005 (Untersuchungen Aquaplus, Abbildung 21).
- Mangi bei Roggwil (LAN009): Keine Steinfliegen im Mai 1991, Oktober 1994, April 2003, März 2005 (Untersuchungen Aquaplus, Abbildung 21).

Im Unterlauf waren hauptsächlich Vertreter der *Nemouridae* zu finden (Abbildung 21), welche nach eigenen Beobachtungen erst ab Dezember im Larvenstadium vorhanden sind. Dies könnte unter anderem als Grund dafür genannt werden, dass im November noch keine Plecopteren gezählt wurden. Die *Perlodidae*, welche im Oberlauf bereits im November im Larvenstadium vorhanden waren, waren im Unterlauf erst ab Januar vertreten. Es ist denkbar, dass diese erst mit der Zeit aufgrund einer Strahlwirkung (Drift) aus dem Oberlauf in den Unterlauf gelangen.

Das Fehlen der Steinfliegen in den Frühlingsmonaten (der Jahre 1997, 2003, 2005) in einem voralpinen Fliessgewässer wie der Langete deutet auf eine Beeinträchtigung des Gewässers hin. Als Ursache kommen, zumindest im Jahr 2005, nicht die Kläranlagen in Frage, da deren Betrieb ab Februar 2004 eingestellt war. Geht man von einer anderen wasserchemischen Ursache aus, so handelt es sich vermutlich nicht um eine stetige, akuttoxische Belastungsquelle, weil sowohl im März 2011 wie auch 2012 wieder Plecopteren vorhanden waren (Abbildung 20, Abbildung 21).

Auch in der **Rot** wurden im November an der Probestelle bei Untersteckenholz noch keine Steinfliegen gezählt, diese traten erst im März in der Häufigkeit „3“ (11-50 Individuen) auf. Die Untersuchungen von Aquaplus in den Jahren 2003 und 2011 zeigen ausserdem einen Rückgang der Steinfliegen am unteren Probestandort ROT002 (Abbildung 21).

Auch im **Rotbach** bei Rotmatt (ROB003) deuten die Untersuchungen von Aquaplus auf eine Störung der Ökologie im März 2005 hin: Während die Plecopteren 2011 am Standort ROB003

sehr gut vertreten waren, wurden 2005 überhaupt keine Individuen gezählt (Abbildung 21). Auch im Mai 1991 war deren Anzahl im Vergleich zum Oberlauf der Langete sehr gering. Oberhalb der Probestelle befindet sich die ARA Dürrenroth. Diese wurde 2002 umgebaut und konnte betreffend CSB, NH<sub>4</sub>-N und P eine Verbesserung erreichen (schriftl. Mitteilung J. Suter, Fachingenieur Abwasserentsorgung, AWA).

Im Brunnbach bei Langenthal und Roggwil kamen keine Steinfliegen vor (Abbildung 20, Abbildung 24). Dies ist auf die Beschaffenheit des Gewässers zurück zu führen. Beim Brunnbach handelt es sich um einen durch Grundwasser gespiesenen Bach, mit hohem Feinstoffanteil und als Folge geringerem Sauerstoffgehalt. Ebenso ist auch der ausgeprägte Bewuchs mit Wasserpflanzen, wie er im Brunnbach vorherrscht, kein Lebensraum für Steinfliegen.

Auch das geringe Vorkommen an der Referenzstelle Weier-Ischlag, Sandbächli (SND001) in den Untersuchungen 2012 erstaunt nicht, handelt es sich hier um einen langsam fliessenden Waldbach mit viel Feinsediment, Schlamm und geringer Wasserführung.

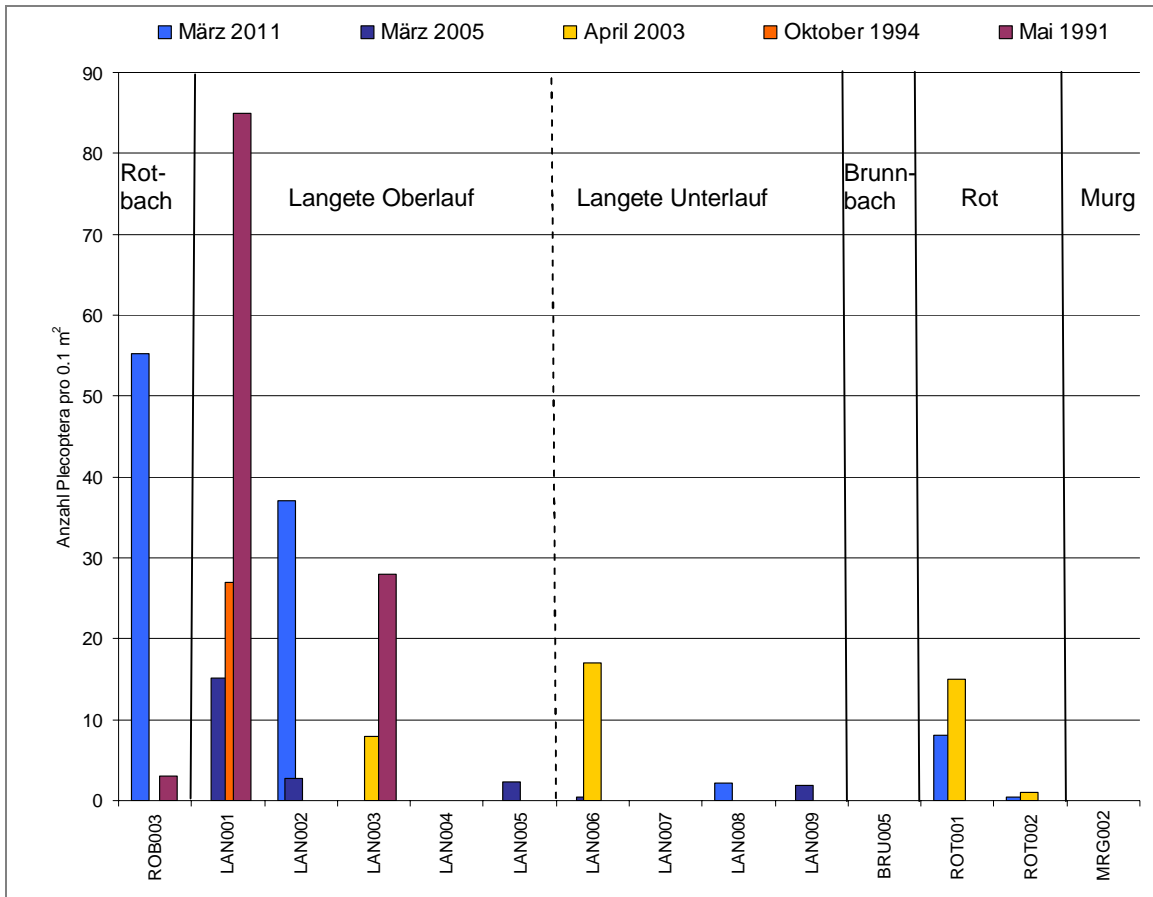
#### Fazit zum Plecopterenvorkommen

Die abnehmende Dichte der Plecopteren im Flussverlauf kann, aufgrund von zunehmenden Temperaturen, bis zu einem gewissen Teil natürlich bedingt sein. Das temporäre Fehlen dieser Ordnung deutet aber auf eine Beeinträchtigung der Wasserqualität hin. Die Gewässermorphologie als alleinige Ursache kann ausgeschlossen werden. Der grösste Teil der Langete wird zwar als „stark beeinträchtigt“ (gelb) mit einigen Abschnitten „wenig beeinträchtigt“ (grün) beurteilt, das Flussbett selbst verfügt aber über lockeres Kies, wird an vielen Stellen durch Uferbestockung beschatten und weist eine leichte Mäanderbewegung auf.

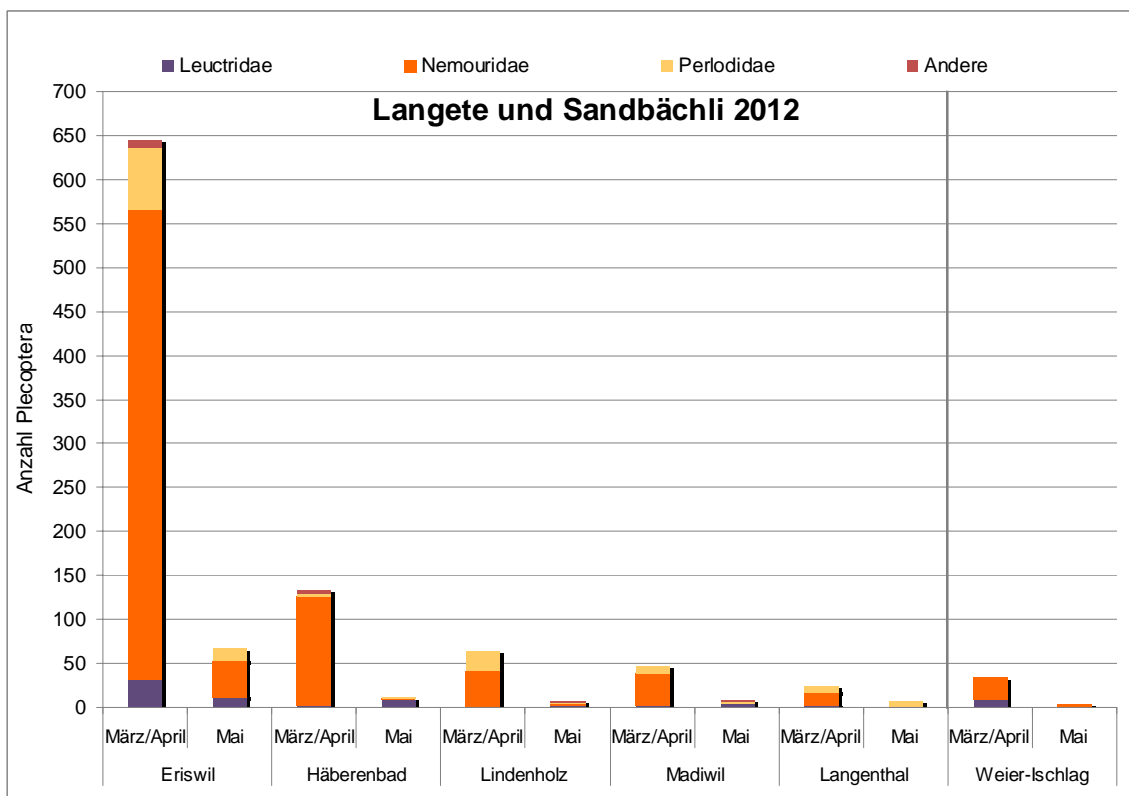
Aufgrund der vorhandenen Daten lässt sich keine Belastungsquelle eingrenzen. Das Vorkommen nimmt aber vom Raum Huttwil an kontinuierlich ab und wird ab Wystäge/Madiswil deutlich tiefer, wobei sich keine klare Grenze erkennen lässt. Dies deutet auf eine diffuse Belastung hin, wie sie durch Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft geschieht.

Im Rotbach weist ein Vergleich zwischen dem Plecopterenbestand im März 2005 zum März 2011 auf ein akuttoxisches Ereignis im 2005 hin, da das Vorkommen 2011 sehr gut war.

Zur Rot sind weniger Daten vorhanden als zur Langete. Es scheint jedoch, dass hier ein ähnliches Phänomen wie in der Langete auftritt und die Steinfliegendichte flussabwärts geringer wird. Aufgrund der fehlenden Daten kann nicht beurteilt werden, ob dies natürlich oder anthropogen bedingt ist.

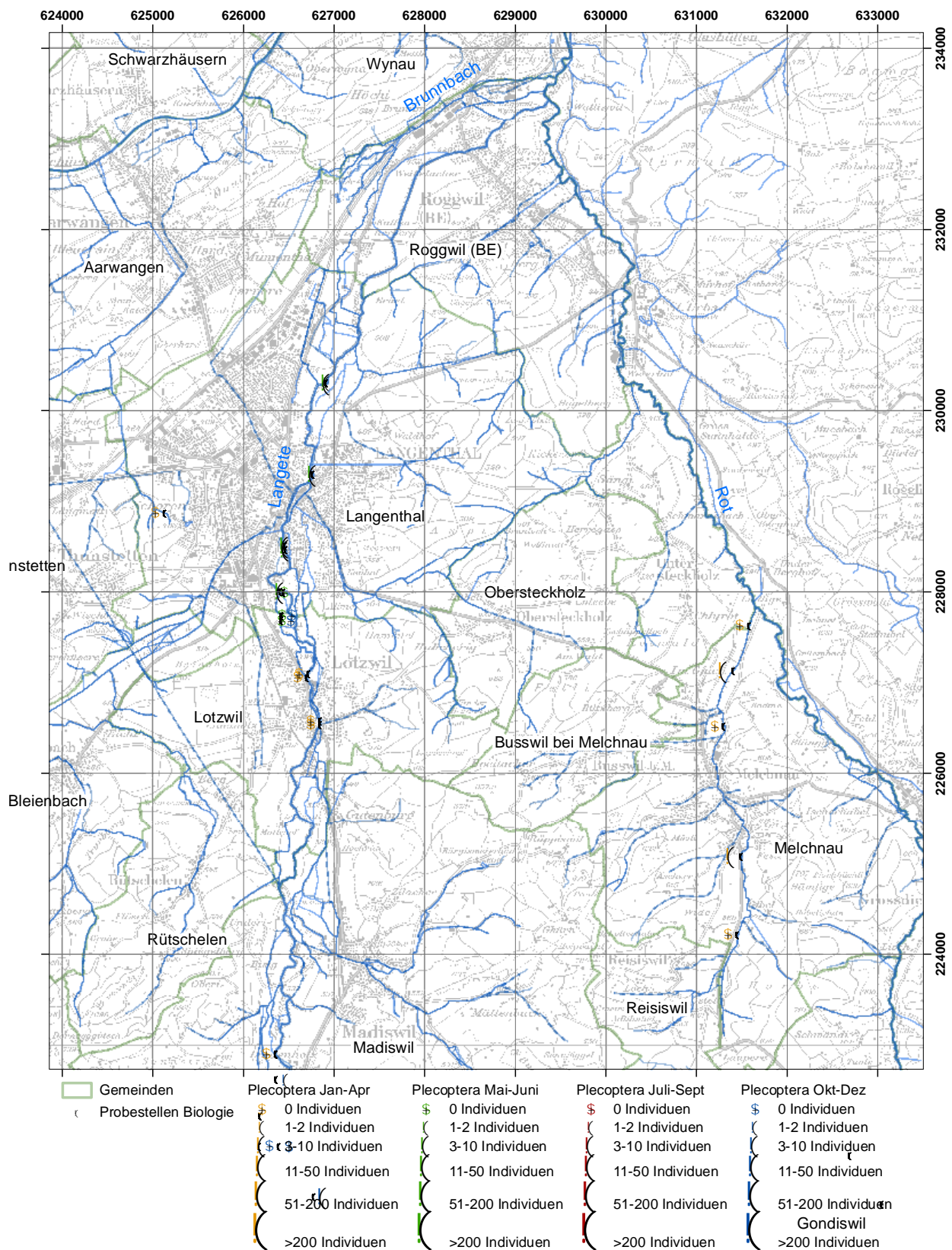


**Abbildung 20:** Häufigkeiten der *Plecoptera* in den Untersuchungen von Aquaplust 1991-2011. Es wurden nicht alle Stellen in jeder Untersuchungskampagne beprobt (siehe Tabelle 7).



**Abbildung 21:** Anzahl *Plecoptera* in den IBCH/SPEAR-Untersuchungen 2012 an den fünf Standorten in der Langete und im Sandbächli (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotest *Gammarus*).

## GEP-/Spezialuntersuchungen: Steinfliegen im Unterlauf



**Abbildung 22:** Vorkommen der Steinfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.



# GEP-/Spezialuntersuchungen: Steinfliegen im Oberlauf

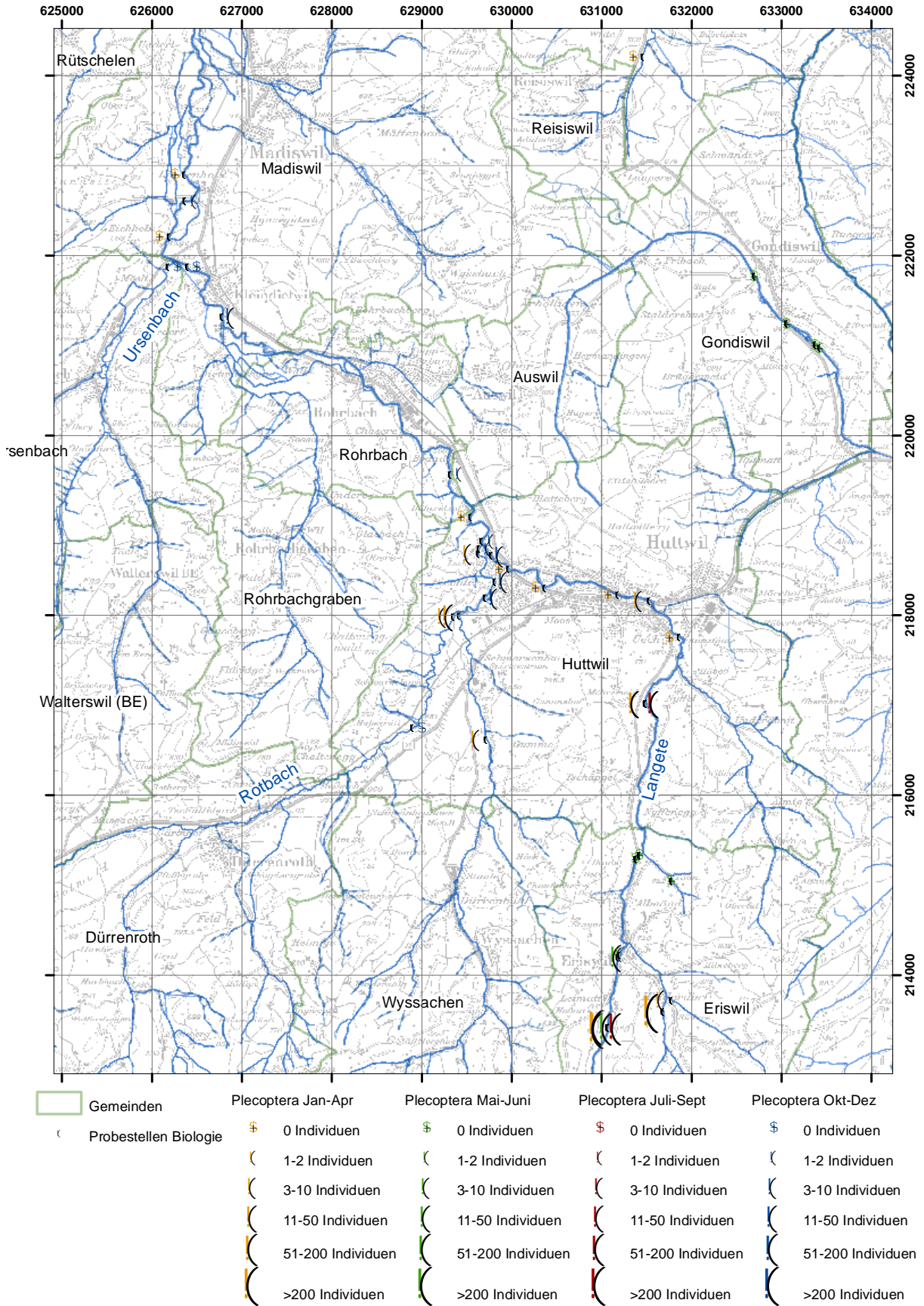
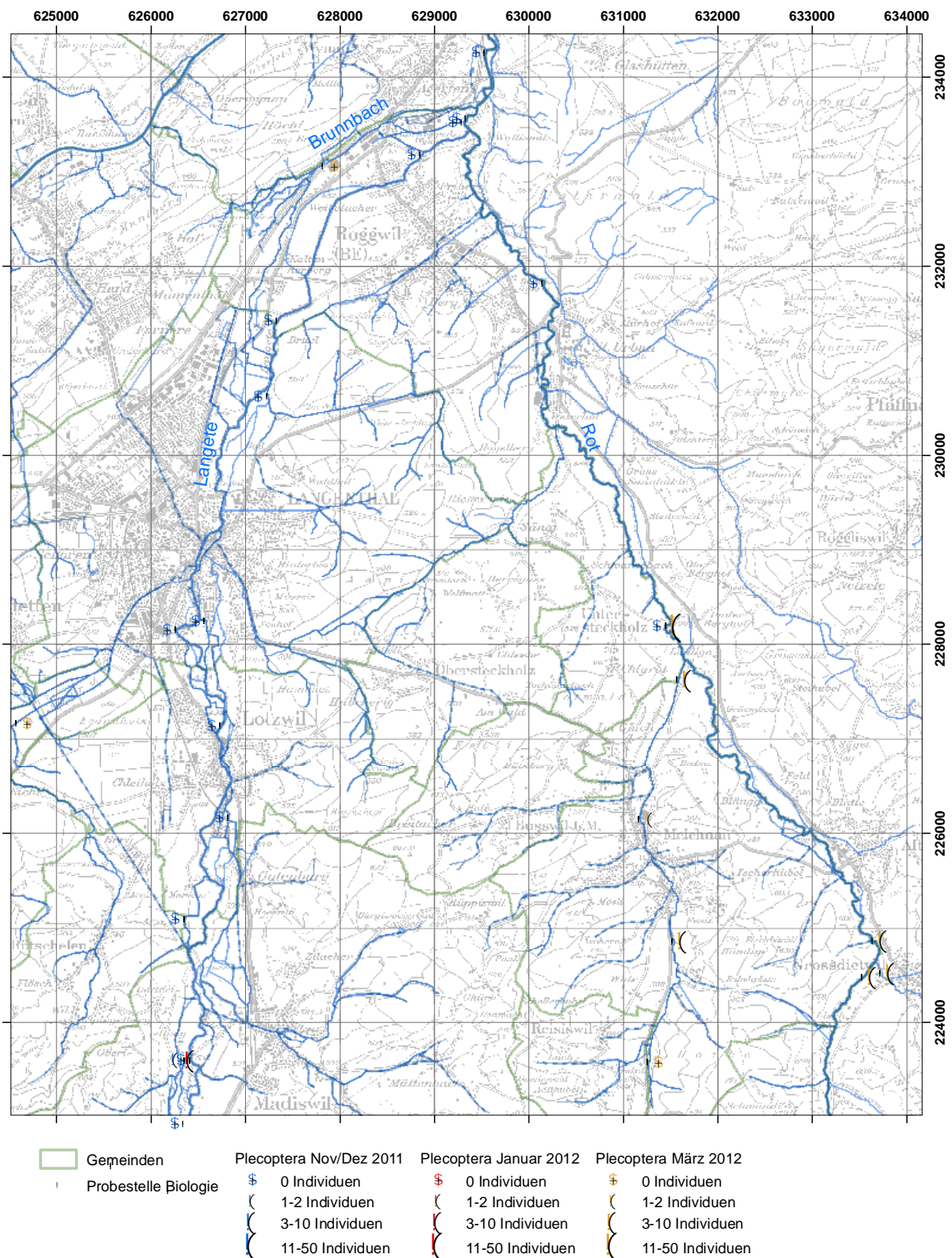


Abbildung 23: Vorkommen der Steinfliegen im Oberlauf der Langete und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.

## Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Steinfliegen im Unterlauf



**Abbildung 24:** Vorkommen der Steinfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.



# Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Steinfliegen im Oberlauf

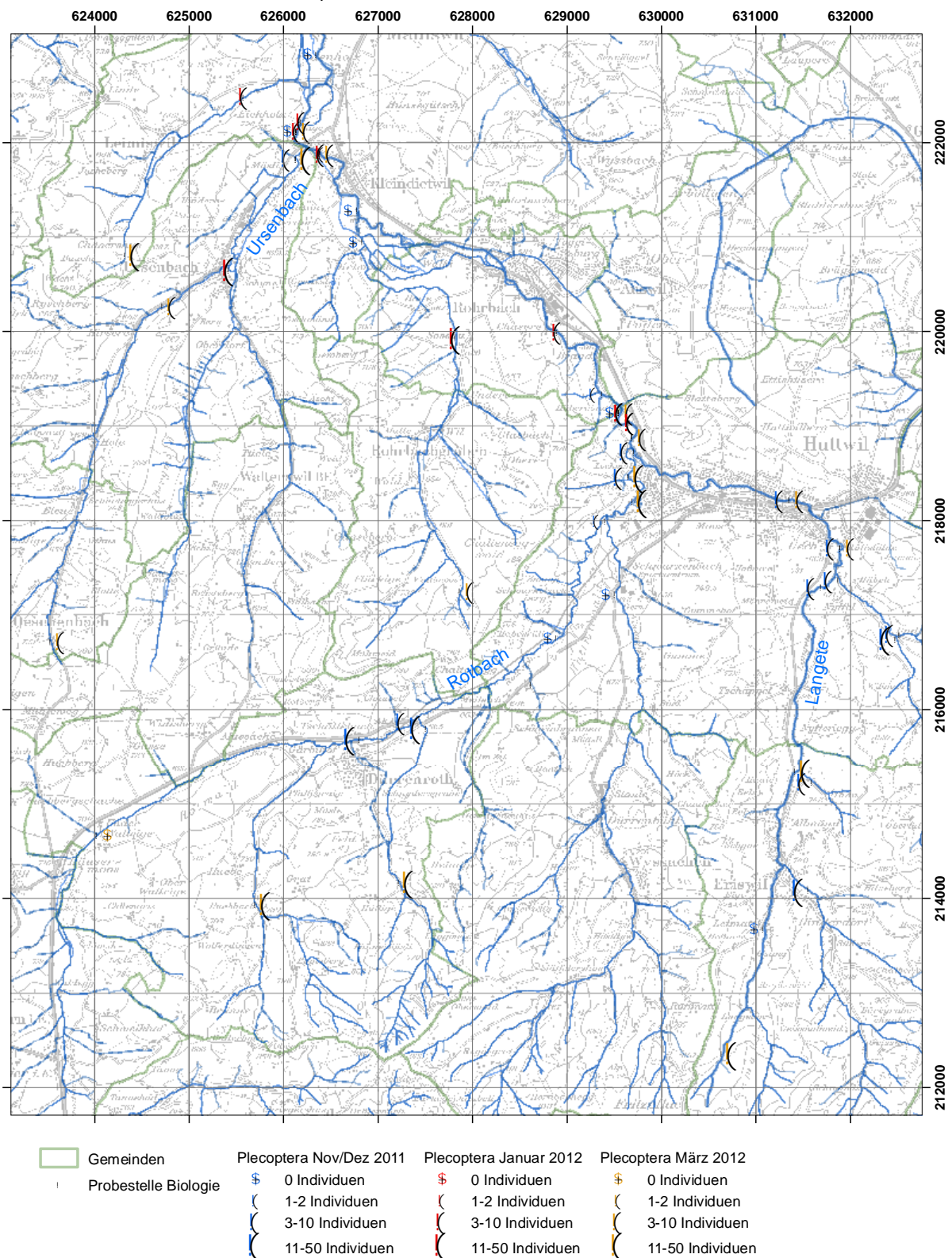


Abbildung 25: Vorkommen der Steinfliegen im Oberlauf der Langere und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.

#### 4.2.3. *Ephemeroptera*

Über das gesamte Einzugsgebiet waren Eintagsfliegen sehr gut und regelmässig verbreitet. Die bisherigen wie auch die aktuellen Grobuntersuchungen zeigen ein Bild eines ausgeglichenen Bestandes im gesamten Einzugsgebiet.

Vorherrschend waren Individuen der Familie der *Baetidae*, welche bezüglich der Gewässerqualität eher unempfindliche Vertreter einschliessen. Die *Leptophlebiidae* kamen in den Grobuntersuchungen an nur 18 Stellen in geringer Abundanz (1-10 Individuen) vor. Diese Familie war auch in den biologischen Begutachtungen durch Aquaplust selten und kam in den IBCH/SPEAR-Untersuchungen 2012 in der Langete nicht vor. Die *Heptageniidae* waren in den diesen Untersuchungen an der obersten Probestellen sehr gering vertreten, was unerklärbar bleibt. Der Bestand der *Ephemerellidae* war in den IBCH/SPEAR-Untersuchungen von 2012 schwankend und in allen Aquaplust-Untersuchungen gering. Dies ist auf die Beprobung der Choriotope zurückzuführen, da Vertreter dieser Familien besonders häufig in Moosen zu finden sind (Remund, 2011). Das grosse Vorkommen im Mai hängt mit dem Lebenszyklus der *Ephemerellidae* zusammen (Studemann et al., 1992).

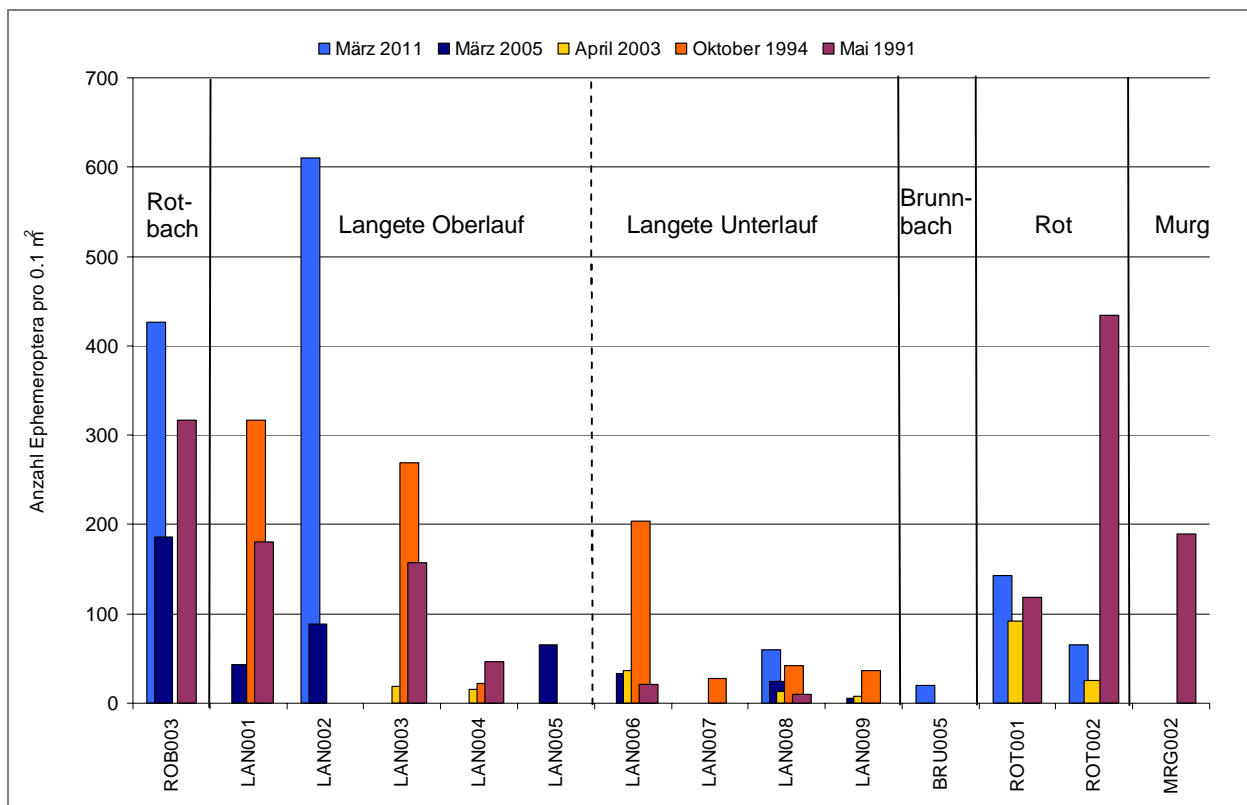
Die Aquaplust-Untersuchungen vor der Betriebsaufnahme der ZALA zeigen einen deutlichen Schnitt zwischen oberhalb (LAN003) und unterhalb (LAN004) der Einleitung der ARA Huttwil. In den Jahren nach der Betriebseinstellung der ARA (2005 und 2011) ist nach wie vor ein Sprung im Bestand zwischen Oberlauf und Unterlauf der Langete feststellbar, wobei 2005 ein allgemein kritisches Jahr im gesamten Flussverlauf gewesen zu sein scheint. Im März 2011 und 2012 war die Abundanz der Eintagsfliegen bei Langenthal (LAN008 und LAN010) erheblich geringer als bei Häberenberg (Abbildung 26 und Abbildung 27).

Das geringe Vorkommen der Eintagsfliegen an allen Standorten im Mai 2012 ist darauf zurückzuführen, dass in dieser Zeit die meisten Individuen bereits ins Adultstadium übergetreten und aus dem Gewässer ausgeflogen waren.

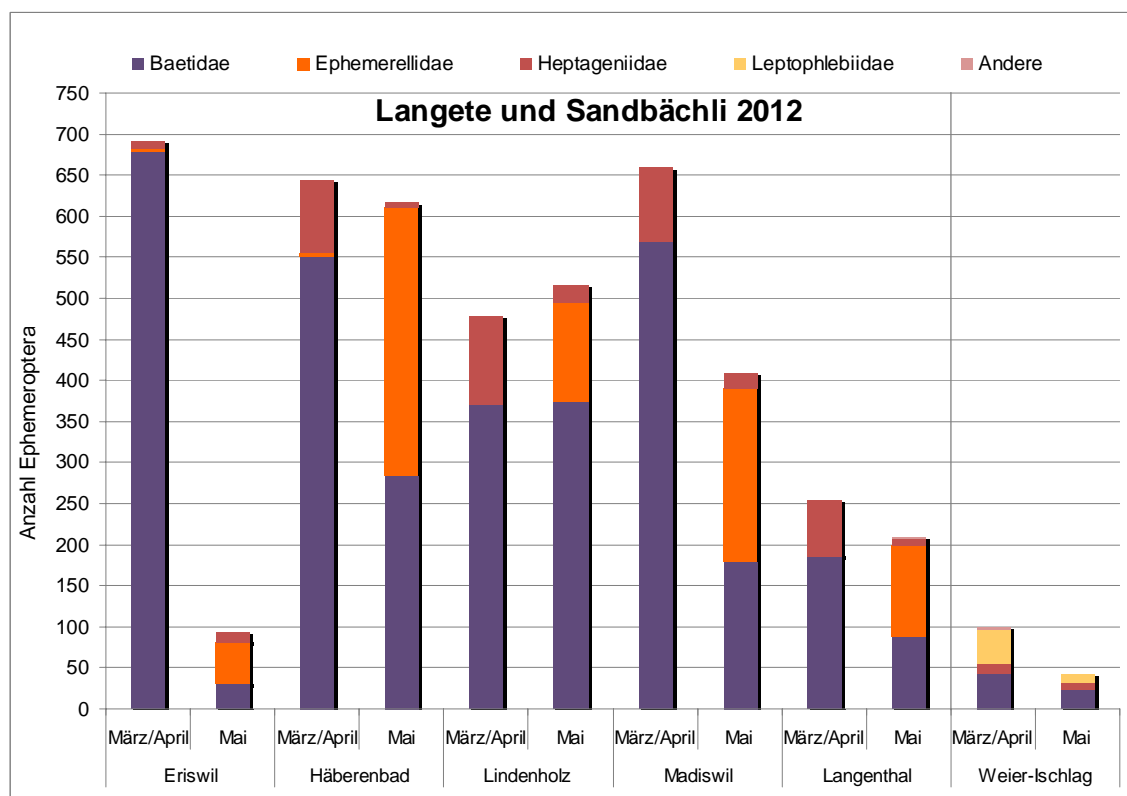
Die geringe Abundanz der *Ephemeroptera* im Sandbächli ist auf die Lebensraumstrukturen dieses Waldbachs zurückzuführen.

#### Fazit zum Ephemeropterenvorkommen

Innerhalb des Fliessverlaufs nimmt das Vorkommen der Eintagsfliegen kontinuierlich ab, was selbst bei eher anspruchslosen Ubiquisten wie den *Baetidae* der Fall war. Besonders deutlich ist der Sprung der Abnahme bei Langenthal. Dieser lässt sich sowohl aus den Daten der Untersuchungen von Aquaplust wie auch derjenigen der IBCH-/SPEAR-Untersuchungen erkennen.

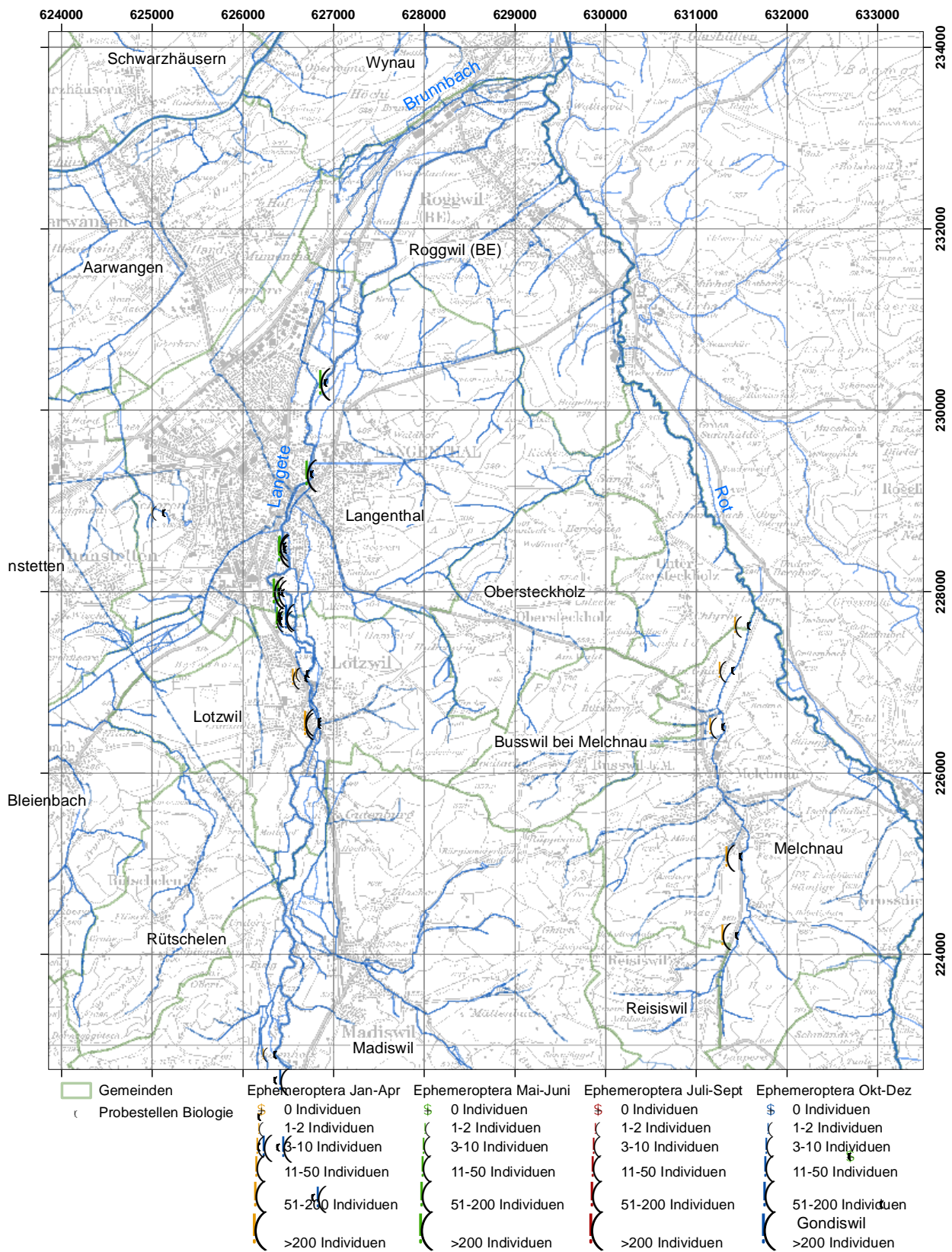


**Abbildung 26:** Häufigkeiten der *Ephemeroptera* in den Untersuchungen von Aquaplust 1991-2011. Es wurden nicht alle Stellen in jeder Untersuchungskampagne beprobt (siehe Tabelle 7).



**Abbildung 27:** Anzahl *Ephemeroptera* in den IBCH/SPEAR-Untersuchungen 2012 an den fünf Standorten in der Langete und im Sandbächli (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotox *Gammarus*).

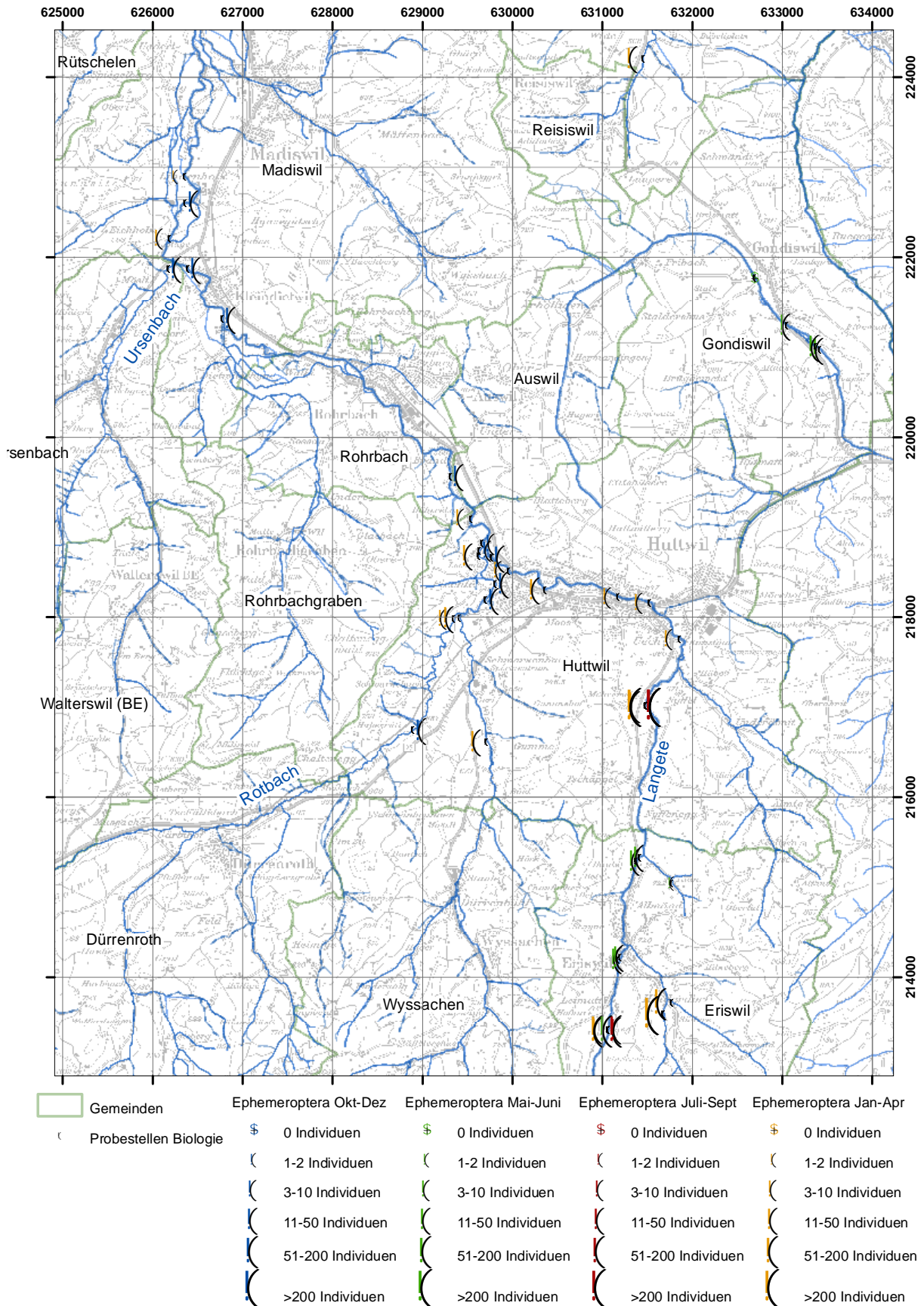
## GEP-/Spezialuntersuchungen: Eintagsfliegen im Unterlauf



**Abbildung 28:** Vorkommen der Eintagsfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.

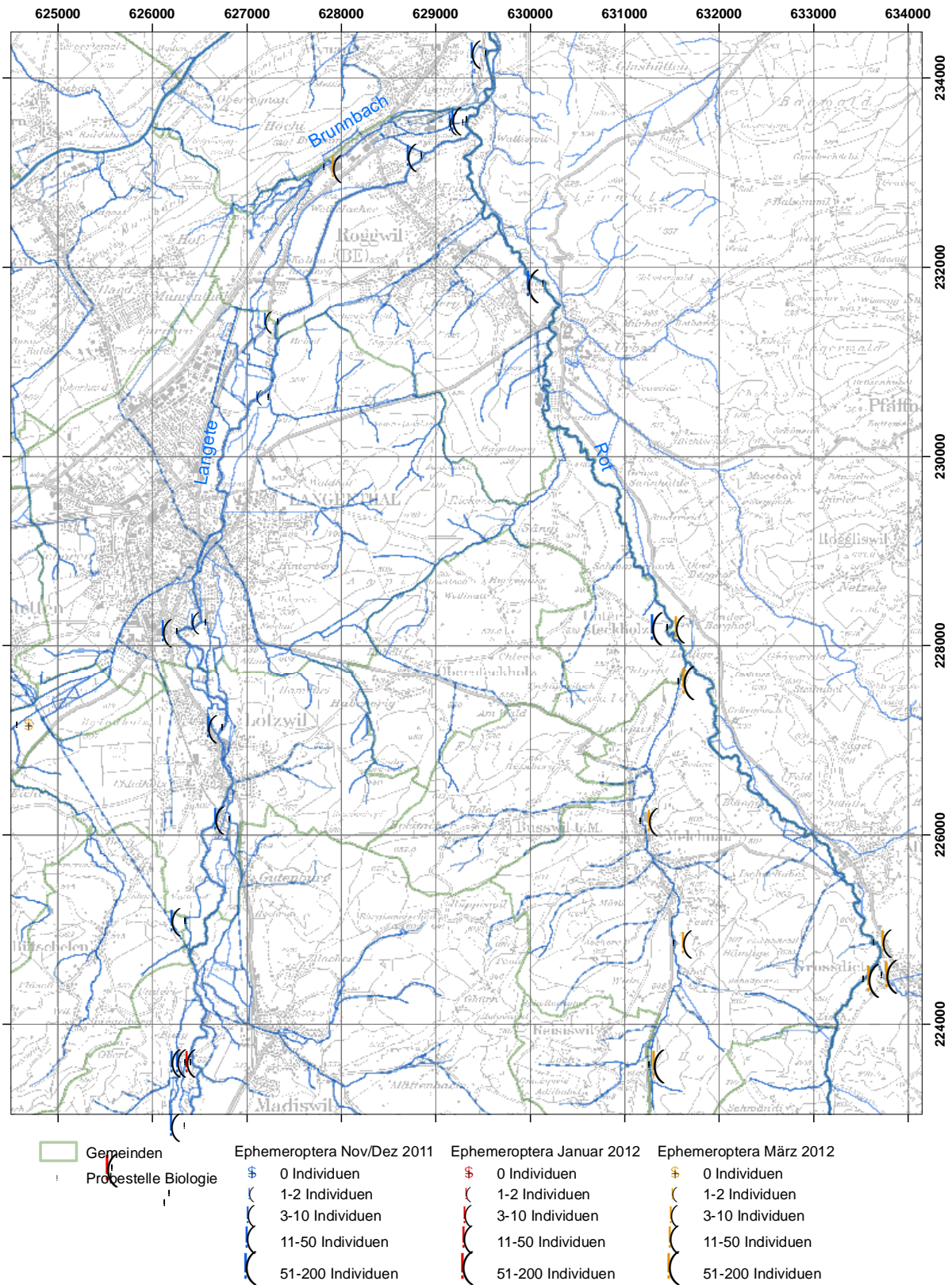


## GEP-/Spezialuntersuchungen: Eintagsfliegen im Oberlauf



**Abbildung 29:** Vorkommen der Eintagsfliegen im Oberlauf der Langere und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.

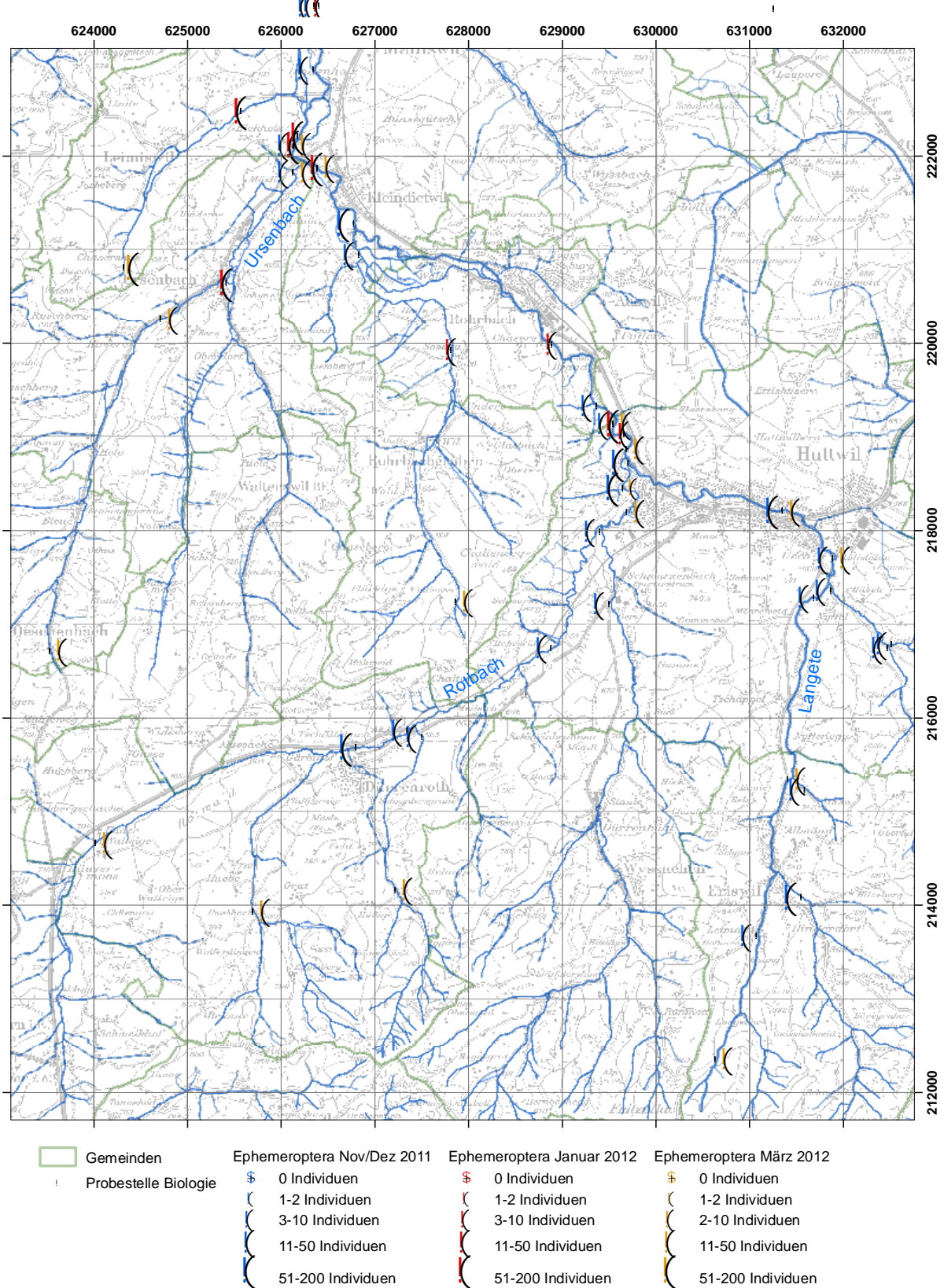
# Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Eintagsfliegen im Unterlauf



**Abbildung 30:** Vorkommen der Eintagsfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.



# Grobuntersuchungen November 2011-März 2012: Eintagsfliegen im Oberlauf



**Abbildung 31:** Vorkommen der Eintagsfliegen im Oberlauf der Langete und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.

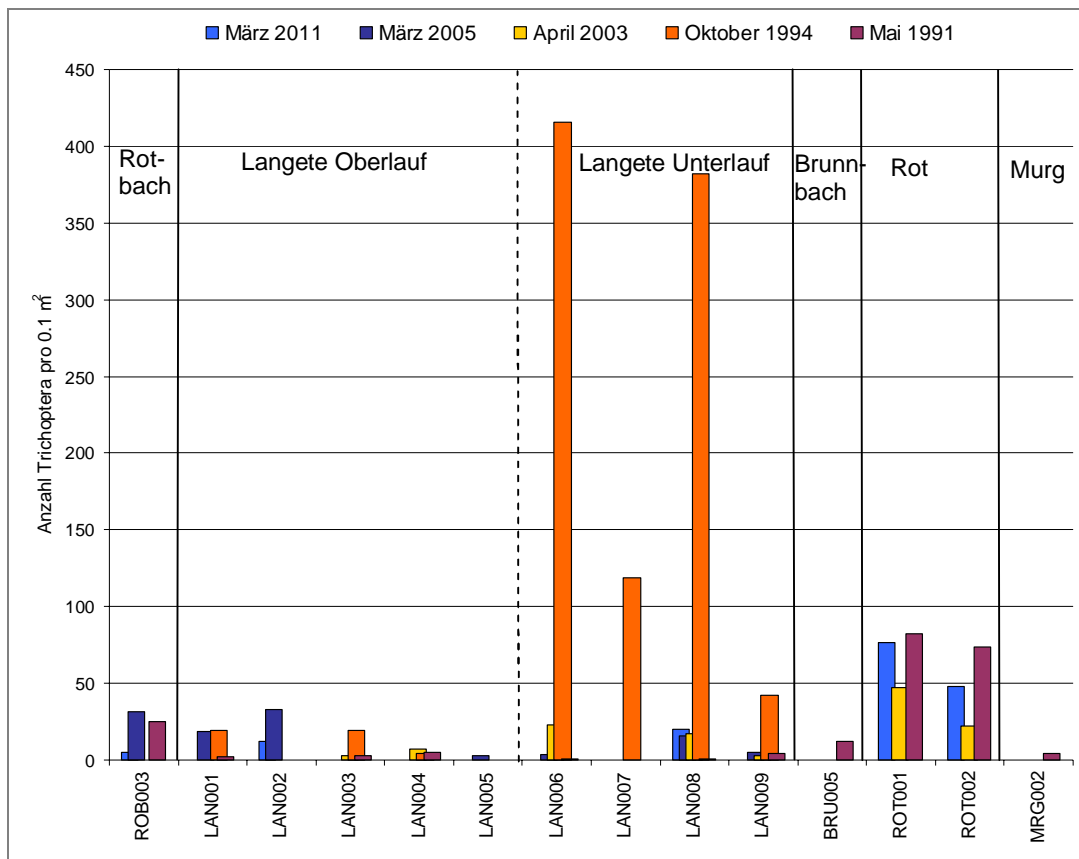
#### 4.2.4. *Trichoptera*

Köcherfliegenlarven kamen weit verbreitet in relativ geringer Häufigkeit zwischen 1-10 Individuen pro Probestelle vor. An den untersten Probestellen der Langete, unterhalb von Langenthal, fehlten sie im November 2011 vollständig. Auch in GEP- und Spezialuntersuchungen waren sie punktuell im oberen Dorf Huttwil, Häberenbad und unterhalb von Wystäge nicht vorhanden. Bei Grobuntersuchungen sollte jedoch die einmalige Abwesenheit von Trichopteren an einer Probestelle nicht überbewertet werden, da es sich hierbei um eine Ordnung handelt, welche oftmals entweder in eher geringer Abundanz auftritt oder punktuell sehr zahlreich.

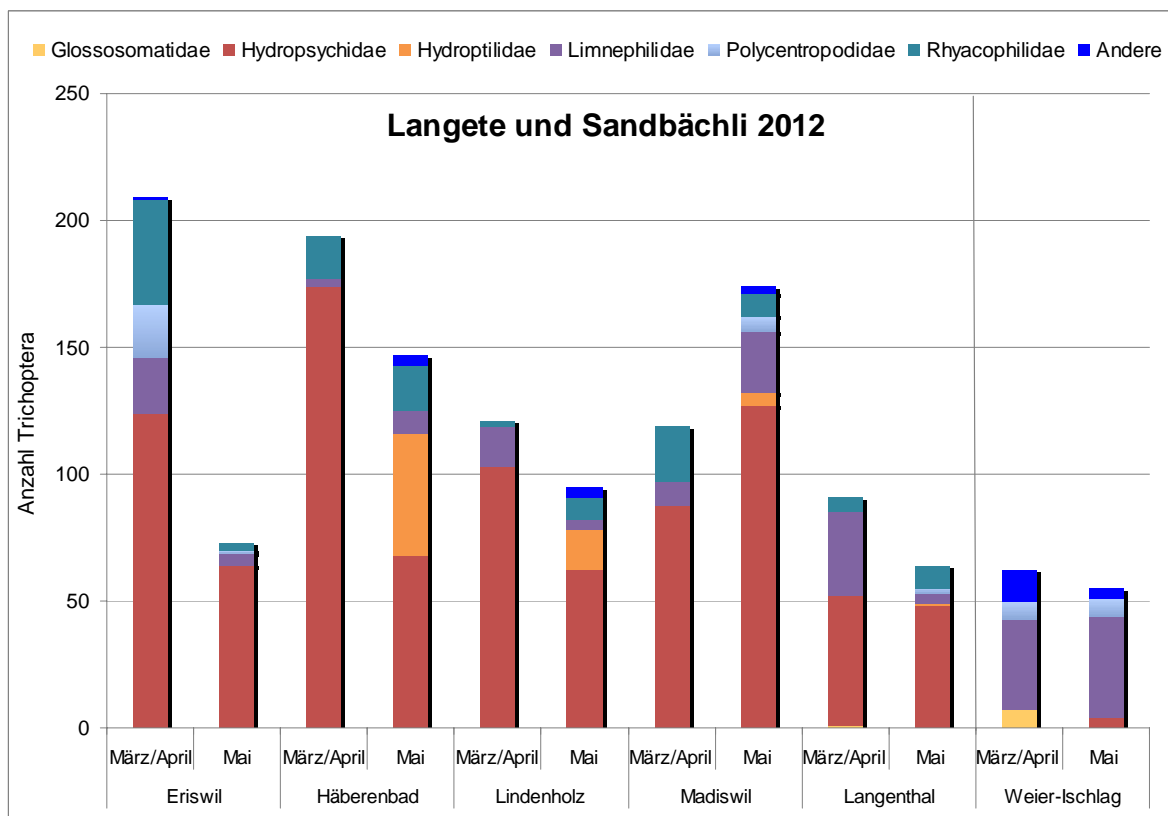
Unter Anbetracht der feinbiologischen Untersuchungen, waren die Abundanzen im gesamten System eher tief. Die Ausreisser an drei Stellen (LAN006, LAN007, LAN008) sind auf ein sehr zahlreiches Auftreten der *Hydropsychidae* zurückzuführen. Bei den IBCH-/SPEAR-Untersuchungen 2012 ist ein Rückgang der Köcherfliegen im Fliessverlauf zu beobachten (mit Ausnahme von Madiswil, LAN013). Die tiefste Abundanz war in Langenthal zu finden. Aufgrund der Emergenz zur Imago waren im Mai weniger Individuen vorhanden. Die höhere Zahl der Probenahme im Mai in Madiswil (LAN013) ist vermutlich auf die Beprobung eines individuenreichen Nests zurückzuführen. Während der Betreuung des Ökotests *Gammarus* konnten an diesem Standort öfters hohe Individuenzahlen im unterspülten Uferbereich gefunden werden.

#### Fazit zum Trichopterenvorkommen

Bei den IBCH- und SPEAR-Untersuchungen 2012 konnte im März generell eine leichte Abnahme der Häufigkeiten von Köcherfliegen festgestellt werden. Durch die grobbiologischen und Aquaplust-Untersuchungen wird dieses Muster jedoch nicht eindeutig bestätigt. Tiefere Abundanzen dieser Ordnung sollten nicht überbewertet werden, da insbesondere das Vorkommen von köchertragenden Individuen stark schwanken kann und von den hydrologischen Gegebenheiten im Gewässer abhängt.

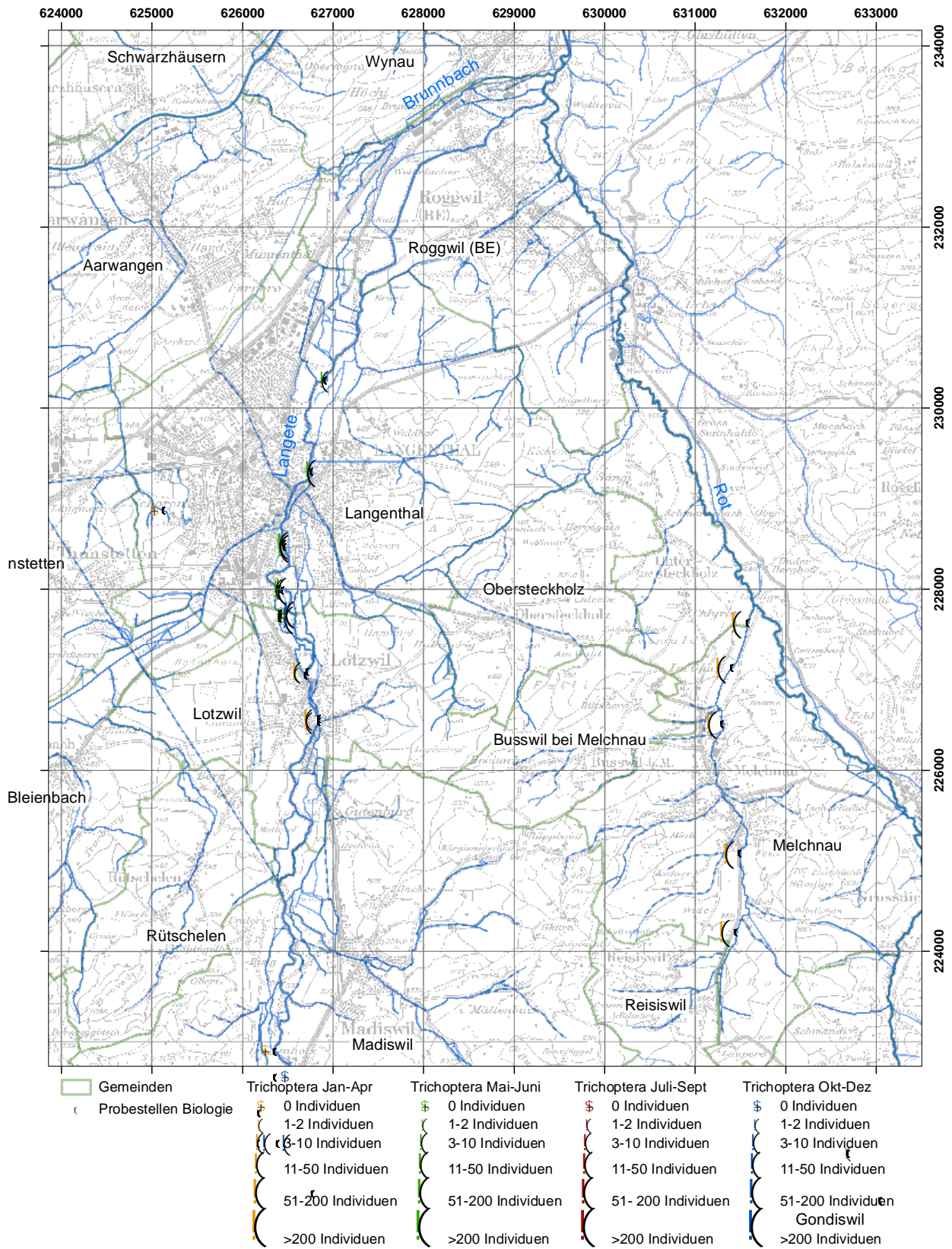


**Abbildung 32:** Häufigkeiten der *Trichoptera* in den Untersuchungen von Aquaplus 1991-2011. Es wurden nicht alle Stellen in jeder Untersuchungskampagne beprobt (siehe Tabelle 7).



**Abbildung 33:** Anzahl *Trichoptera* in den IBCH/SPEAR-Untersuchungen 2012 an den fünf Standorten in der Langete und im Sandbächli (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotest *Gammarus*).

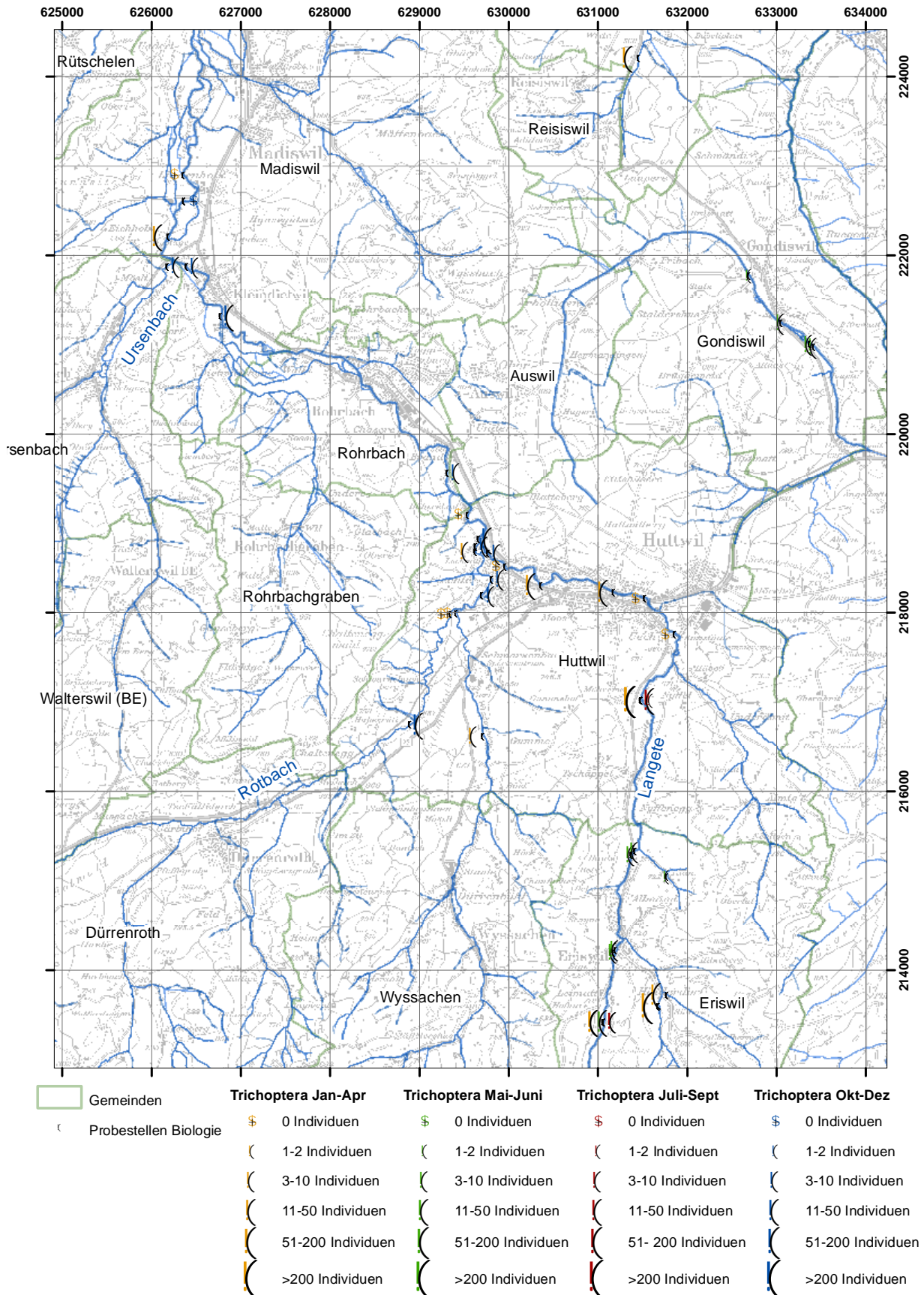
# GEP-/Spezialuntersuchungen: Köcherfliegen im Unterlauf



**Abbildung 34:** Vorkommen der Köcherfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.

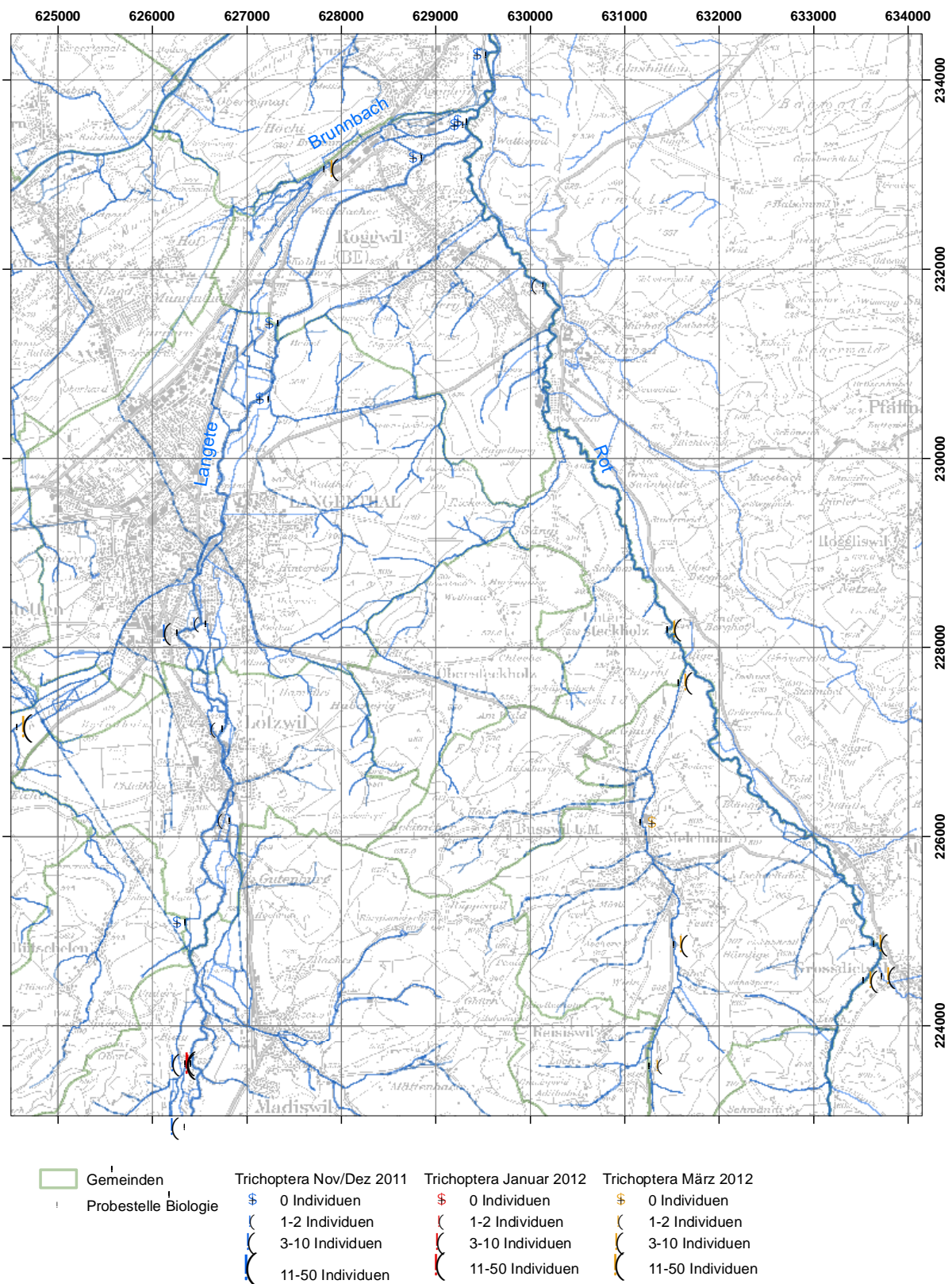


# GEP-/Spezialuntersuchungen: Köcherfliegen im Oberlauf



**Abbildung 35:** Vorkommen der Köcherfliegen im Oberlauf der Langete und Einzugsgebiet gemäss GEP- und Spezial-Untersuchungen von 1995-2008.

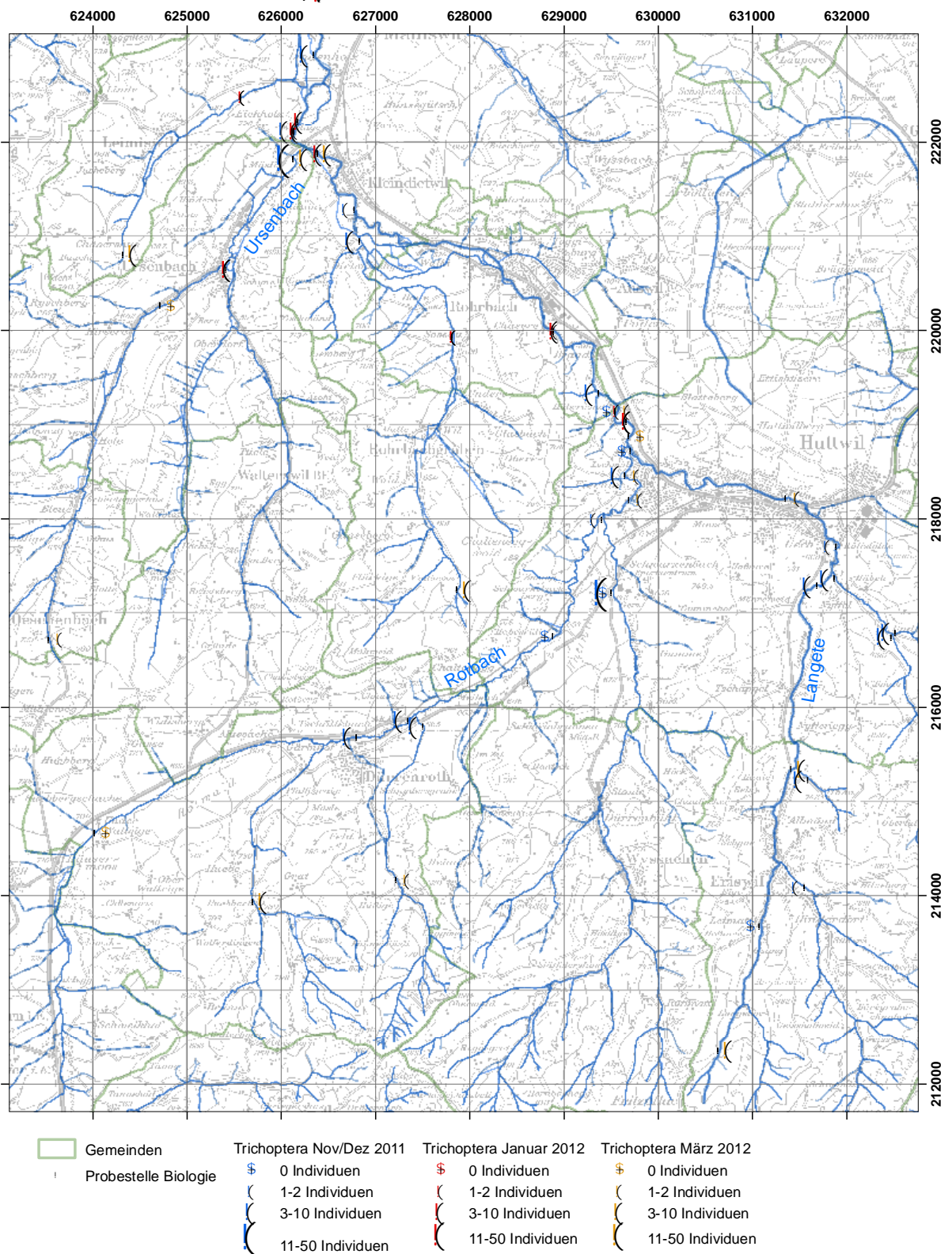
# Grobuntersuchungen November 2011-März 2012 : Köcherfliegen im Unterlauf



**Abbildung 36:** Vorkommen der Köcherfliegen im Unterlauf der Langete und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.



## Grobuntersuchungen November 2011-März 2012 : Köcherfliegen im Oberlauf

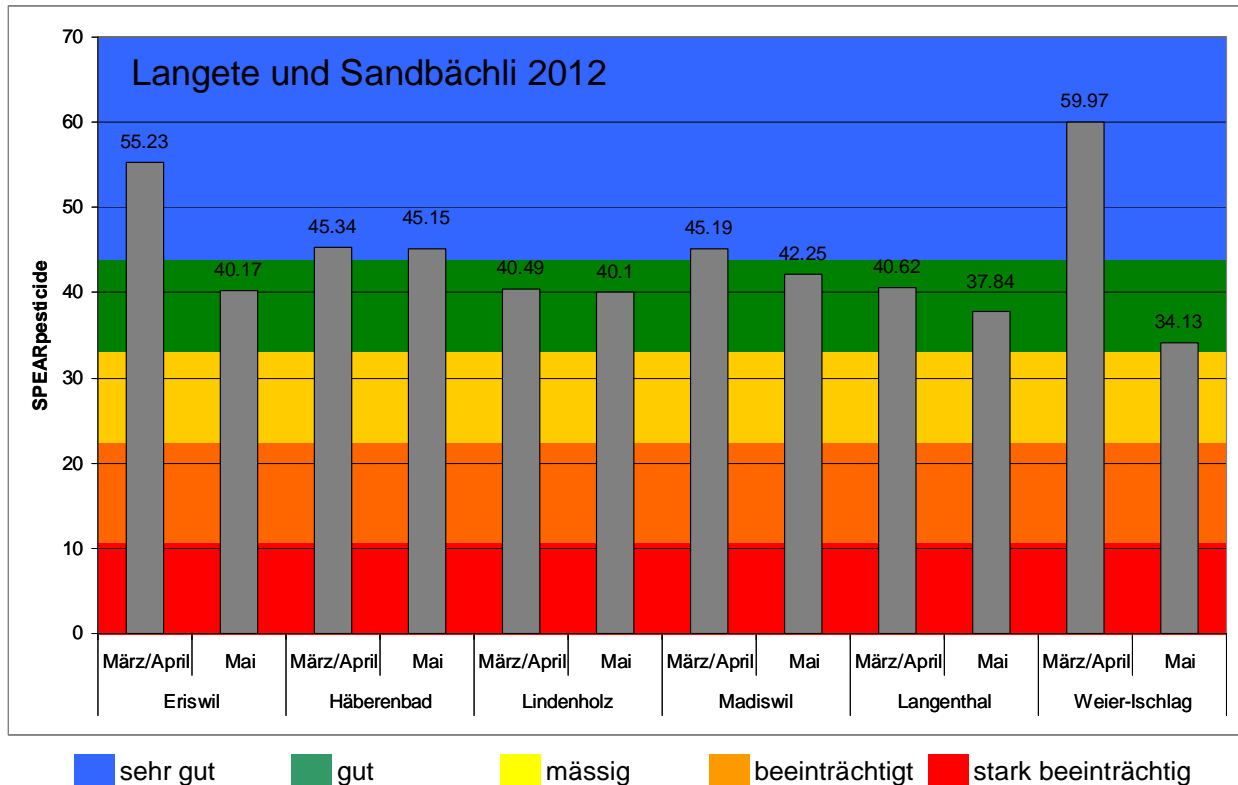


**Abbildung 37:** Vorkommen der Eintagsfliegen im Oberlauf der Langere und Einzugsgebiet von November 2011 – März 2012.

#### 4.2.5. IBCH und SPEAR

Weder im Frühling, noch im Mai deuten die SPEAR-Werte der untersuchten Probestellen auf eine stossweise Belastung des Gewässers mit Pestiziden hin. Alle Probestellen befinden sich im „guten“, grünen Bereich, die Frühlingsproben von Eriswil (LAN012) und von der Referenzstelle (SND001) im „sehr guten“, blauen Bereich (Abbildung 38). Für alle Stellen galt das Kriterium einer nahe gelegenen Migrationsquelle von Individuen in Form von Seitengewässern.

Die Stelle Badi Langenthal (LAN010) erreichte sowohl im Frühling, als auch im Mai die schlechteste Bewertung der Langete-Stellen. 2011 wurde durch Aquaplust nur eine „mässige“ Wasserqualität in Bezug auf die Pestizidbelastung festgestellt (Tabelle 5, S. 16).

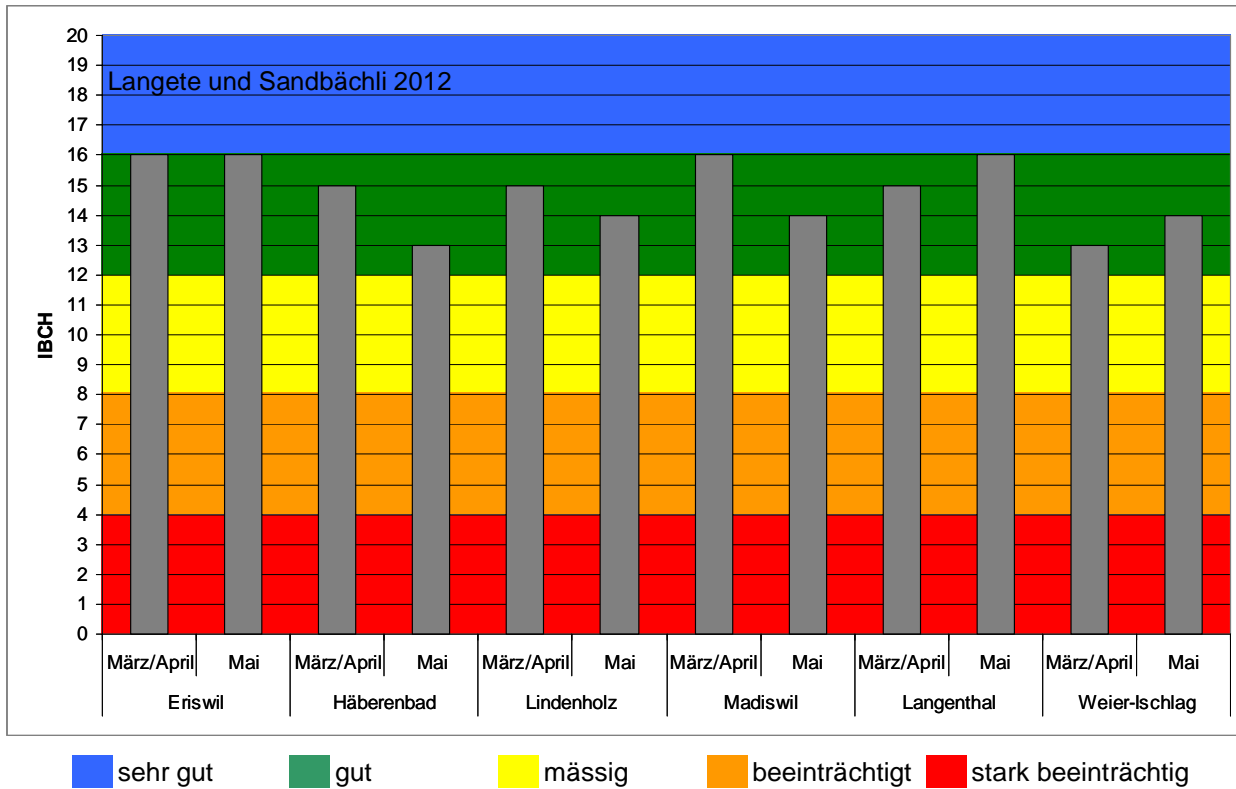


**Abbildung 38:** SPEAR-Werte der im 2012 untersuchten Langete-Stellen und des Sandbächlis (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotest *Gammarus*).

Die Berechnung des IBCH ergab ebenfalls für alle Stellen die Beurteilung einer guten Wasserqualität im grünen Bereich. Der IBCH bezieht sich nicht nur auf die chemische Wasserqualität, sondern schliesst ebenso auch die Morphologie mit ein und betrachtet damit die Wasserqualität als Ganzes. Im Unterschied zum SPEAR, berücksichtigt der IBCH somit auch die Diversität der Familien.

Die Probe bei Eriswil enthielt am meisten Individuen der besten Indikatorgruppe 9 (*Perlidae*, *Perlodidae*, *Taeniopterygidae*). Im März/April waren ausgenommen im Sandbächli überall mindestens 3 *Perlodidae* vorhanden, so dass zusammen mit der Anzahl der vorkommenden Familien (22-28 Familien) bei allen Standorten vergleichbare Ergebnisse resultierten. Der etwas tiefere Wert im Sandbächli kann auf den Gewässertyp zurückgeführt werden, da es sich nur um einen kleinen Waldbach mit geringem Durchfluss, langsamen Fließgeschwindigkeiten und weniger Substratdiversität handelt.





**Abbildung 39:** IBCH der im 2012 untersuchten Langete-Stellen und des Sandbächlis (Weier-Ischlag, Referenzstandort Ökotest *Gammarus*).

#### Fazit zum IBCH und SPEAR

Mittels der berechneten Indices konnte keine Beeinträchtigung des Wasser- (SPEAR) bzw. Gewässerqualität (IBCH) festgestellt werden. Die Standorte wiesen eine Familiendiversität zwischen 22-28 Familien auf und enthielten im März/April alle die Mindestanzahl von drei Tieren der besten Indikatorgruppe.

### 4.3. Diskussion

#### 4.3.1. Reflexion der Methoden

Die **grobbiologische Untersuchung** des Makrozoobenthos ist eine verhältnismässig effiziente Methode, welche in kurzer Zeit ein relativ gutes Abbild über die Lebensgemeinschaften abgibt. Dieses Vorgehen wird auch bei der biologischen Untersuchung für Generelle Entwässerungspläne (GEP) angewendet. Die *Ephemeroptera* und *Plecoptera* können auf diese Weise sogar bis Familienniveau (Bestimmungstiefe SPEAR und IBCH) erfasst werden.

Als wichtigsten Parameter wurde das Vorkommen der Gammariden gewertet. Wie persönliche Erfahrungen während der Felduntersuchung zeigten, ist deren Vorkommen stark an das Vorhandensein von Strukturen wie Erlen-/Weidenwurzeln und Wasserpflanzen gekoppelt. Diese Abhängigkeit war in den kleineren Gewässern weniger deutlich als in den grösseren Gewässern Langete, Rotbach, Urnenbach und Rot.

Der Nachteil der grobbiologischen Untersuchungen liegt in der Vergleichbarkeit der einzelnen Proben. So gibt es kein standardisiertes Probenahmeverfahren. Die Auswahl der beprobten Choriotope erfolgt nach subjektiver Beurteilung. Da in den Untersuchungen von November 2011 bis März 2012 insbesondere das Vorkommen von Bachflohkrebsen erfasst werden sollte, wur-

den im Speziellen auch kleine Flächen mit Wurzeln und Wasserpflanzen beprobt. Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen können ohne Probleme einander gegenübergestellt werden, solange die Proben vom gleichen Bearbeiter entnommen wurden. Schwierig wird es bei der Vergleichbarkeit der GEP-Daten. Hier erfolgte die Beurteilung durch verschiedene Ingenieurbüros und Biologen, die alle eine individuelle Methode angewendet haben, welche meist gar nicht oder nur knapp dokumentiert wurde. So ist beispielsweise nicht bekannt, ob die tiefen Individuenzahlen im GEP der Gemeinde Huttwil durch die Probenahme oder die schlechte Gewässerqualität bedingt ist. Aufgrund dieser Unklarheiten, dürfen die Resultate nur mit Vorsicht miteinander verglichen und interpretiert werden.

Die Proben vom März/April und Mai 2012 für die Ermittlung des **SPEAR** und **IBCH** enthielten sehr viel organisches Material. An gewissen Standorten, wurden daher nur Teilproben bestimmt. Diese haben zwar den Vorteil der zeitlichen Einsparung. Gleichfalls können sie aber zu einer leichten Verfälschung führen. So wird das Vorkommen der in einer Teilprobe zufällig enthaltenen Einzelfunde durch die Multiplikation auf die Gesamtprobe (in dieser Untersuchung mal 4) überbewertet. In den Proben wurde die gültige Indikatorgruppe des IBCH (z.B. mindestens drei Tiere der *Perlotidae*) jedoch nicht nur durch Auszählung der Teilprobe bestimmt, sondern in den Proben waren mit Sicherheit immer genügend Individuen des gefragten Taxons vorhanden. Gleichfalls kann mit Teilproben auch eine Verschlechterung des IBCH hervorgerufen werden, indem weniger Taxa gezählt werden (Diversitätsklasse), wenn Einzelfunde nicht in der Teilprobe enthalten sind.

#### 4.3.2. Diskussion der Ergebnisse

Explizite Belastungsquellen konnten mit der Auswertung von alten und neuen Daten nicht eingegrenzt werden. Dies erstaunt nicht, da dies für die Langete bereits seit über 20 Jahren versucht wird. Die Untersuchung des Makrozoobenthos bestätigte aufs Neue, dass das Problem der Gewässerbeeinträchtigung der Langete komplex ist und vermutlich nicht von einem punktuellen Schadherd ausgeht. So wiesen die Standorte zeitliche Schwankungen im Vorkommen von Makroinvertebraten auf und wiesen trotz geringerer Individuenzahlen Exemplare der sensitiven Indikatororganismen auf.

Während den GEP-Untersuchungen der Gemeinde Huttwil im Februar 2003 kamen im gesamten Dorf Huttwil keine Bachflohkrebse und Steinfliegen vor, was im oberen Teil des Dorfes mit einer Gewässerbelastung in Zusammenhang stehen könnte. Ab Mitte Dorf ist das Ergebnis durch die schlechte Morphologie (Sohlenverbauungen) erklärbar. Des Weiteren befindet sich in der Dorfmitte, direkt an der Langete situiert, eine Gärtnerei. Dieser Standort wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht beprobt. In Grobuntersuchungen im November 2011 und März 2012 kamen sowohl Steinfliegen als auch Bachflohkrebse vor, erstaunlich waren jedoch die geringen Besiedlungsdichten von Bachflohkrebsen oberhalb des Dorfes, zumal eine nahe Einwandlungsquelle besteht.

Die über mehrere Jahre beobachteten geringeren Abundanzen von Stein- und Eintagsfliegen am Standort Langenthal können zwar teilweise auf die kolmatierte Gewässersohle bei Langenthal zurückgeführt werden, die kontinuierliche Abnahme der Häufigkeiten flussabwärts sind jedoch ein wichtiger Hinweis auf eine Verminderung der Wasserqualität. Aufgrund der dennoch intakten Ökologie des Gewässers (Ergebnis IBCH und SPEAR 2012) muss es sich um eine wiederkehrende subtoxische Verunreinigung handeln. Die kontinuierliche Abnahme der Häufigkeiten könnte Folge einer diffusen Belastung, wie Einträgen aus der Landwirtschaft, sein. Auch durch Zuflüsse wie den Rotbach wird die Langete zeitweise verunreinigt. Hinweis dafür ist beispielsweise das Fehlen von Plecopteren im März 2005 im Rotbach. Hier lag im Vorfeld offensichtlich eine akuttoxische Belastung vor, welche nur in einer Untersuchung erfasst wurde.

Bei der Bioindikation mit Makroinvertebraten ist zu berücksichtigen, dass sich diese durch aktive und passive Drift im Gewässer bewegen. So ist die Strahlwirkung in die Unterläufe, welche von einem ökologisch wertvollen Gewässerabschnitt ausgeht, nicht zu unterschätzen. In einem Ge-

wässertyp wie der Langete kann die Strahlwirkung 0.5-5 km betragen, wobei dieser Strahlweg durch Trittsteine noch weiter ausgedehnt werden kann (Deutscher Rat für Landespflege, 2008). In der Langete, deren Ökomorphologie stellenweise als wenig beeinträchtigt oder punktuell sogar als natürlich beurteilt werden kann, kann dieser Strahlweg somit sehr lang sein. Aufgrund der kontinuierlich stark abnehmenden Plecopterendichte, und dem Fehlen von Individuen während der Zeit der frühen Larvenstadien, ist es denkbar, dass die Unterläufe hauptsächlich durch Strahlwirkung mit den Indikatortaxa bedient werden.

Bei nicht rheophilen Gruppen wie *Gammarus* ist insbesondere auch dem Einspülen von Individuen während erhöhten Abflüssen Rechnung zu tragen. Doch auch bei dieser Gruppe steht das vermehrte Auftreten im Unterlauf vermutlich mit den gesunden Beständen in den Seitengewässern der Unterläufe in Zusammenhang.

Die Beurteilung der Gewässerqualität mittels Indices sollte nicht als fixen, verlässlichen Parameter betrachtet werden. Ein biologischer Index ist ein Instrument, welches auf Störungen im Ökosystem reagieren kann, aber nicht muss. Gleichfalls kann auch in einem ökologisch gesunden Gewässer ein schlechter IBCH-Wert ausfallen, wenn das Gewässer natürlicherweise keine der definierten Indikatortaxa beinhaltet. Der IBCH und SPEAR sind beides eher neue Beurteilungsmethoden und werden laufend weiterentwickelt.

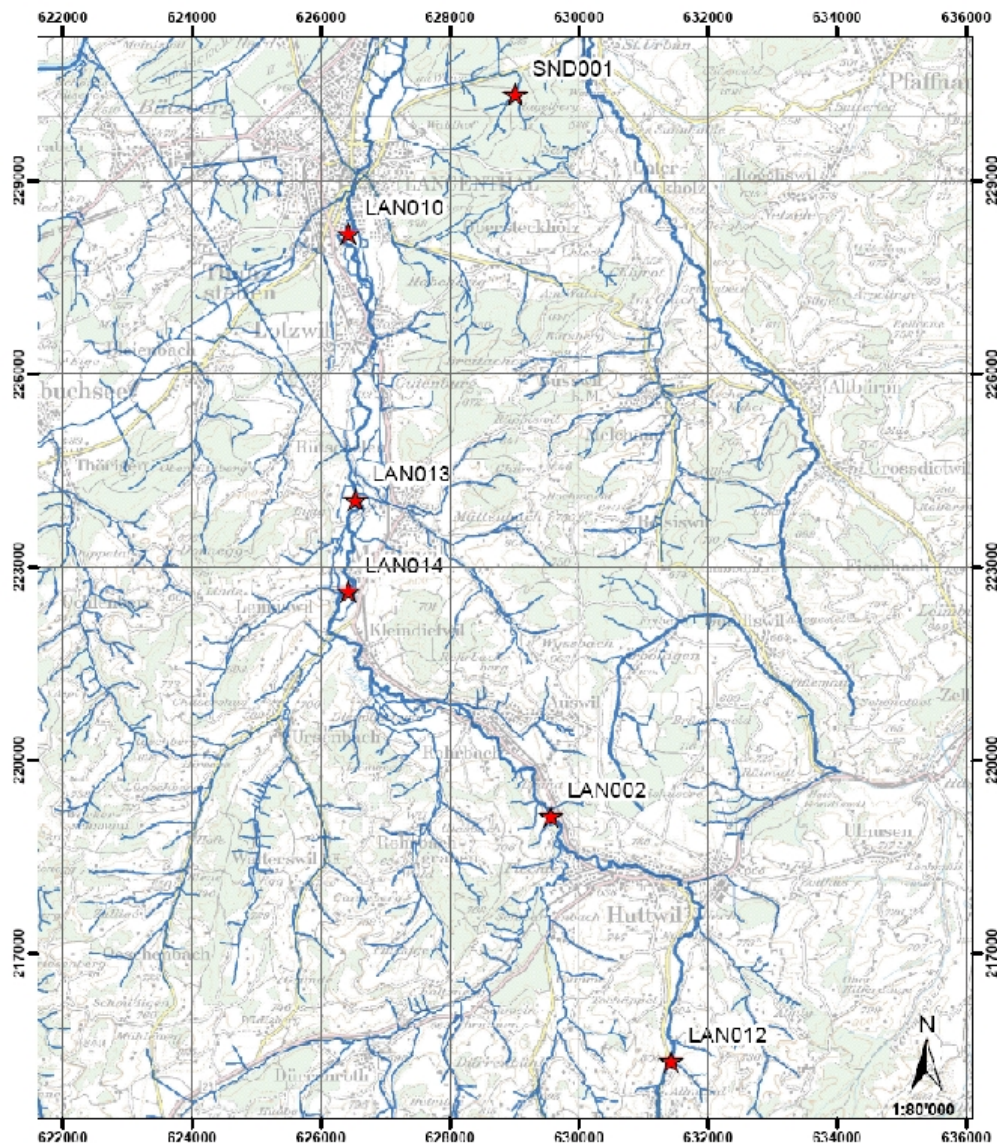
Alleine mit der biologischen Indikation des Makrozoobenthos kann somit keine qualitative Aussage über den Zustand eines Gewässers gemacht werden. Es empfiehlt sich, für die Beurteilung andere Parameter wie chemische Analysen, Diatomeen, Makrophyten oder Daten von Abfischungen beizuziehen (Deutscher Rat für Landespflege, 2008). Unter Kombination dieser verschiedenen Methoden kann schliesslich eine verlässliche Aussage über die Wasserqualität gemacht werden.

## 5. Ökotest mit Gammarus

### 5.1. Methoden

Zur Abschätzung von subtoxischen und akuttoxischen Belastungen während der Haupt-Applikationszeit von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft wurden Ökotoxizitätstests mit *Gammarus* durchgeführt. Mithilfe der Frassaktivitäten wurde auf subtoxische Belastungen geschlossen, die Mortalität gab Auskunft über akuttoxische Belastungen.

Der Ökotest wurde zum einen an den drei Probestellen Eriswil (LAN012), Häberlenbad (LAN002) und Langenthal (LAN010), an welchen bereits im Frühsommer 2011 Ökotoxizitätstests mit *Gammarus* stattfanden, durchgeführt. Zum anderen wurden im kritischen Gebiet unterhalb von Wüstäge zwei weitere Probestellen ausgewählt (Abbildung 40), an welchen eine Verunreinigung durch Hochwasserentlastungen vermutet wurde. Als Referenzstelle diente das Sandbächli (SND001), ein kleiner Waldbach in Langenthal. Da das Sandbächli weitläufig nur von Wald umgeben ist, wurde angenommen, dass es sich um ein sauberes, unbelastetes Gewässer handelt.



**Abbildung 40:** Versuchsstandorte des Ökotoxizitätstests *Gammarus* und Probestellen zur Ermittlung des IBCH und SPEAR<sub>pesticide</sub>.



Tabelle 9: Untersuchungsprogramm von März-Juni 2012.

Code	Gewässer	Standort	Koordinaten	Höhe m.ü.M.	Wochensampler Chemie	Ereignisbeprobung Chemie	Temperatur- Messung*	Oekotest	Spear/ IBCH	LF, pH, Temp., O <sub>2</sub> **
LAN010	Langete	Langenthal Badi	626278/228123	486	x		Lotzwil (A001)	x	x	x
LAN013	Langete	Madiswil, Rohr	626526/224043	527		x	Lotzwil (A001)	x	x	x
LAN014	Langete	Lindenholz	626421/222620	543		x	Logger GBL	x	x	x
LAN002	Langete	Häbererenbad	629558/219134	600	x		BafU LH2343	x	x	x
LAN012	Langete	Eriswil Gemeindegrenze	631428/215343	713			Logger GBL	x	x	x
SND001	Sandbächli	Weier-Ischlag (Referenz)	629008/230337	477			Stichproben	x	x	x

\* wöchentliche Erhebung der Parameter pH, Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff

\*\* kontinuierliche Temperaturmessung mit Logger, LF=Leitfähigkeit

Für den Ökotest wurden Gammariden in einer Plastikröhre und vier Grauerlenblätter (Durchmesser: 2.8 cm) im Gewässer exponiert (Abbildung 41). Bei der Auswahl der Individuen wurde darauf geachtet, dass keine schwangeren Weibchen und mit Kratzwürmern infizierten Bachflohkrebse verwendet wurden. Die Gitternetze an den Front- und Rückseiten der Röhren hatten eine Maschenweite von 0.5-1 mm. Im 3. Versuch C wurde pro Standort je eine Röhre exponiert, welche zusätzlich zum eigentlichen Gitternetz ein feinmaschigeres Netz von 0.25 mm besass. Vom 6. März 2012 bis 16. Mai 2012 wurden 2 Versuche (A und B) an je 3 Wochen und 1 Versuch (C) während 4 Wochen durchgeführt.



Abbildung 41: Expositionsröhren für den Ökotest.

Bei der wöchentlichen Betreuung des Versuchs wurde die Anzahl lebender und tot aufgefunder Gammariden erfasst, juvenile Bachflohkrebse entfernt und die Blattstücke ausgetauscht.

Zudem wurden wöchentlich (ausser am 9.5.2012) die chemisch-physikalischen Parameter Fliessgeschwindigkeit, Temperatur, pH, Leitfähigkeit und Sauerstoff an jeder Probestelle gemessen. Daten zur Temperatur und zum Abfluss konnten für Häbererenbad beim BafU und für

Lotzwil und Roggwil beim AWA (Abteilung Gewässerregulierung) bezogen werden. An den Standorten Eriswil und Lindenholz wurden zusätzliche Temperatur-Logger installiert. Das weitere Untersuchungsprogramm bzw. welche weiteren Parameter während des Ökotests durch das GBL erfasst wurden, ist in Tabelle 9 ersichtlich.

Zur Ermittlung des gefressenen Anteils der Erlenblätter diente das Programm Image J. Es wurde mit der relativen Frassaktivität gerechnet, wofür die gefressene Blattfläche durch die Anzahl lebender Gammariden geteilt wurde. Die Mortalitäten an den Standorten wurden je am Ende eines Versuchs miteinander verglichen.

Die statistischen Vergleiche der Frassaktivitäten und Mortalitäten erfolgte mittels Varianzanalyse. Für den Vergleich der Mortalität wurde die Sterberate pro Standort und Versuch und für den Vergleich der Frassaktivität die Sterberate pro Standort, Woche und Versuch berücksichtigt. Die Prüfung auf signifikante Unterschiede der Frassaktivität in den Boxen mit feinmaschigen zu jenen mit grobmaschigen Netzen (nur Versuch C), erfolgte mit Hilfe der gemittelten Differenz (Details zur Berechnung: siehe Anhang C).

## **5.2. Resultate und Interpretation**

### *5.2.1. Chemisch-physikalische Parameter*

In Abbildung 42 - Abbildung 45 sind Leitfähigkeit, Sauerstoff und pH an den sechs Probestellen dargestellt. Alle Langete-Standorte wiesen sehr ähnliche Werte auf, das Sandbächli hatte eine geringere Leitfähigkeit und einen tieferen pH.

Die Temperaturwerte in Abbildung 46 - Abbildung 48 zeigen unter den Minimaltemperaturen eine leichte Zunahme flussabwärts. Die Temperaturen im Sandbächli wurden nur in wöchentlichen Stichproben erfasst. Sie sind somit nicht unmittelbar mit den Temperaturenwerten aus der Langete vergleichbar.

Auch die Abflusswerte nahmen im Fliessverlauf stetig zu und erreichten bei Roggwil ihren Höhepunkt. Mitte April ereignete sich ein grösseres Hochwasser, zuvor war der Abfluss während drei Monaten eher regelmässig (Abbildung 49 - Abbildung 51).

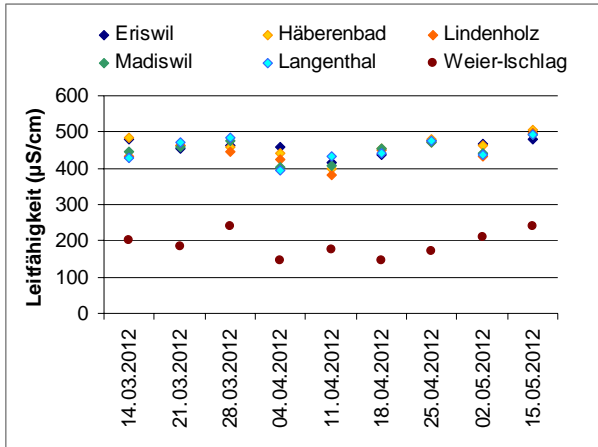


Abbildung 42: Wöchentlich gemessene Leitfähigkeit

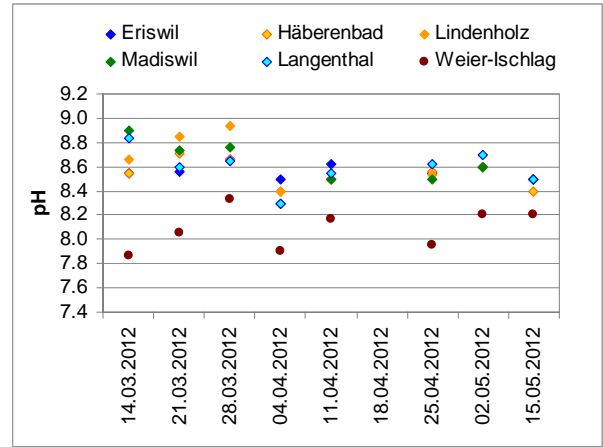


Abbildung 43: Wöchentlich gemessener pH.

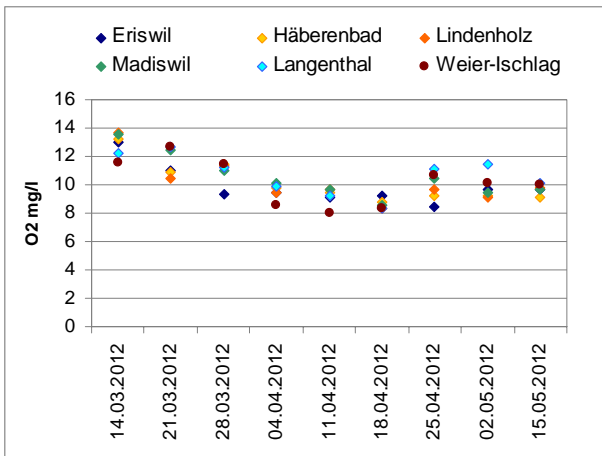


Abbildung 44: Gemessene O<sub>2</sub>-Konzentrationen während den Ökotest-Versuchen.

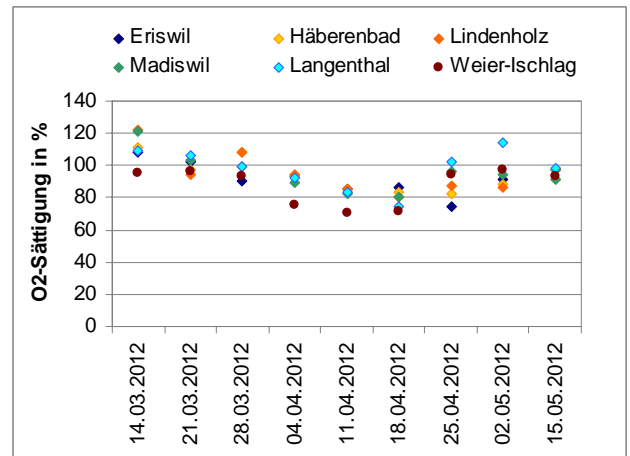


Abbildung 45: Wöchentlich gemessene O<sub>2</sub>-Sättigung.

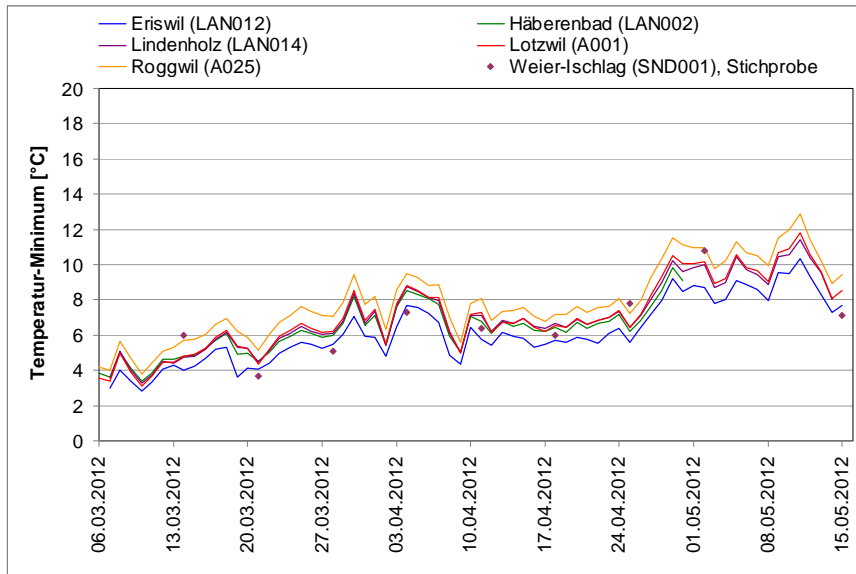


Abbildung 46: Temperatur-Minimum im Tagesgang.

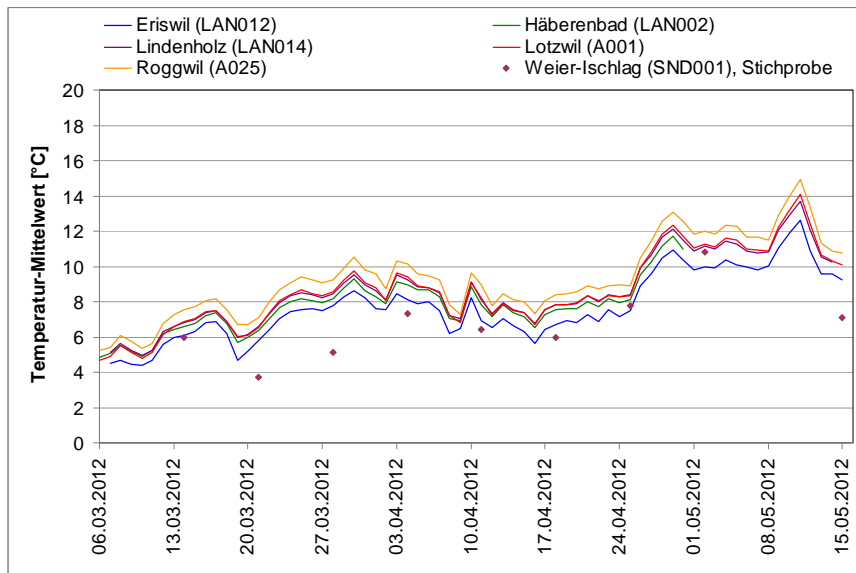


Abbildung 47: Temperatur-Mittelwert im Tagesgang.

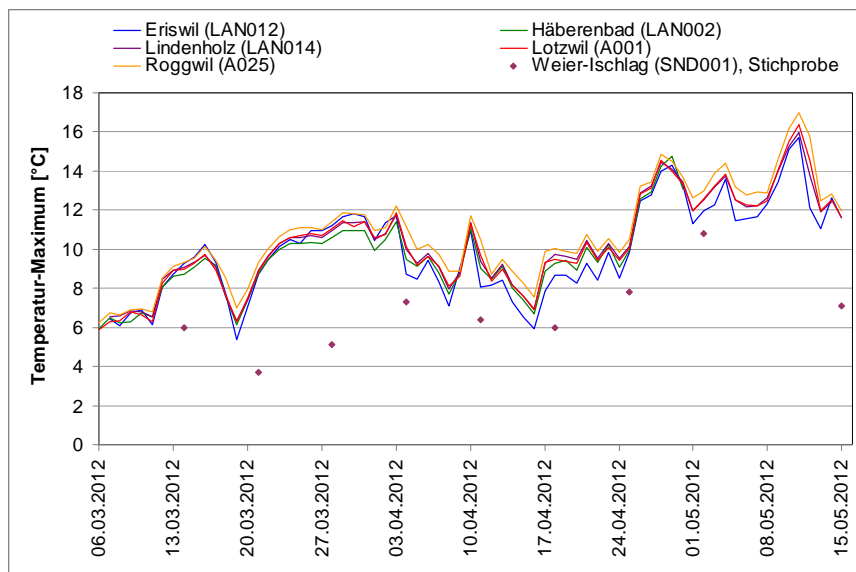


Abbildung 48: Temperatur-Maximum im Tagesgang.



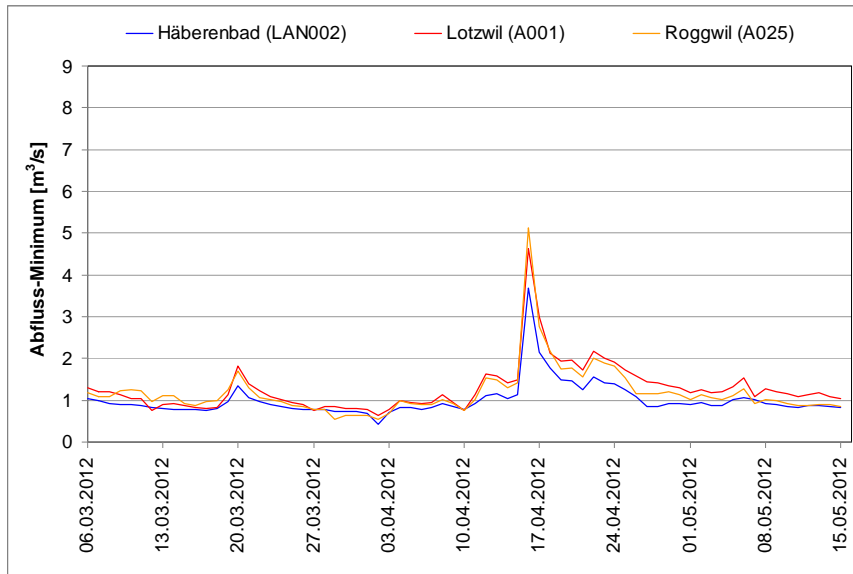


Abbildung 49: Abfluss-Minimum im Tagesgang.

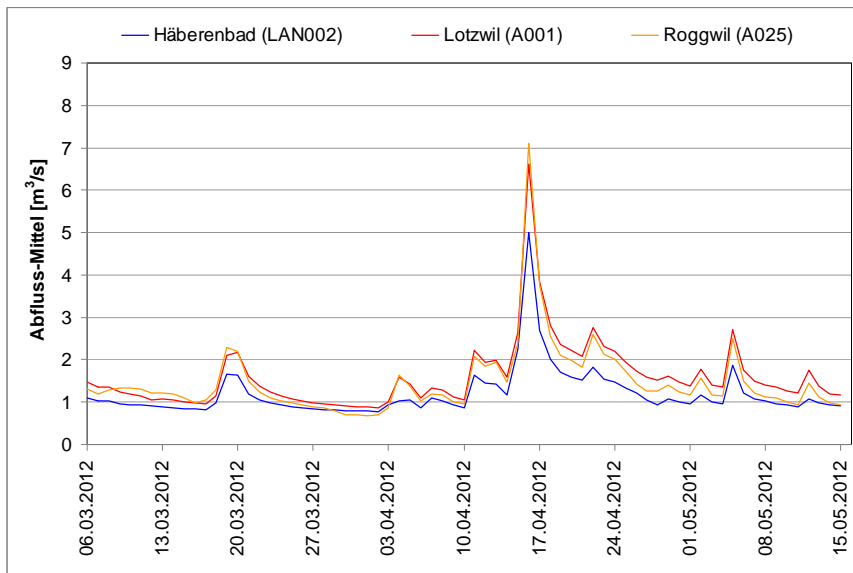


Abbildung 50: Abfluss-Mittel im Tagesgang.

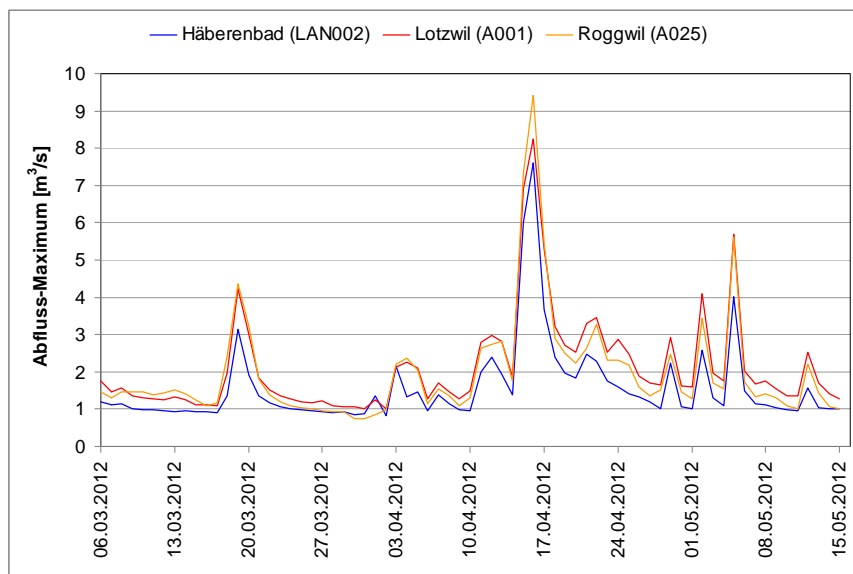


Abbildung 51: Maximaler Abfluss im Tagesgang.

**Tabelle 10:** Gemessene Fliessgeschwindigkeiten an den Standorten der Ökotest-Körbe auf halber Höhe der Körbe (ca. 8 cm ab Grund) und an der Oberfläche.

Standort	Daten	14.03.12	21.03.12	28.03.12	04.04.12	11.04.12	18.04.12	25.04.12	02.05.12	16.05.12
Eriswil	m/s Oberfläche	0.08	0.36	0.25		0.49	0.51	0.46	0.36	0.34
	m/s Grund	0.23	0.13	0.12		0.09	0.67	0.31	0.41	0.3
Häberenbad	m/s Oberfläche	0.17	0.18	0.1		0.18	0.24	0.18	0.17	0.14
	m/s Grund	0.14	0.1	0.09		0.08	0.07	0.07	0.07	0.03
Lindenholz	m/s Oberfläche	0.05	0.08	0.05		0.1	0.12	0.08	0.09	0.05
	m/s Grund	0.02	0.15	0.05		0.08	0.04	0.06	0.06	0.15
Madwiswil	m/s Oberfläche	0.02	0.18	0.04		0.03	0.06	0.07	0.05	0.07
	m/s Grund	0.12	0.2	0.1		0.12	0.29	0.24	0.05	0.02
Langenthal	m/s Oberfläche	0.04	0.17	0.06		0.25	0.38	0.04	0.07	0.08
	m/s Grund	0.05	0.12	0.04		0.17	0.08	0.1	0.04	0.04
Weier-Ischlag	m/s Oberfläche	0.17	0.1	0.21		0.08	0.12	0.3	0.13	0.3
	m/s Grund	0.04	0.03	0.08		0.08	0.16	0.15	0.03	0.03

### 5.2.2. Mortalität

Die Mortalitäten wurden generell von Versuch zu Versuch höher und waren in Versuch C signifikant grösser als in den Versuchen A und B. Am Standort Langenthal konnte jedoch im ersten Versuch A die höchste Mortalität verzeichnet werden, welche auch signifikant grösser als die der anderen Standorte (P-Werte zwischen 0.007-0.04) war.

Versuch C dauerte 1 Woche länger als die vorhergehenden Versuche, was scheinbar Auswirkungen auf die Mortalität hatte. In Abbildung 52 ist daher sowohl die Mortalität nach Woche 3 (schraffierte Fläche) wie auch nach Woche 4 dargestellt. Besonders gross ist dieser Sprung beim Standort Häberenbad, an welchem in Versuch B sehr wenige Tiere starben, in Versuch C jedoch eine eher hohe durchschnittliche Sterberate aufwies.

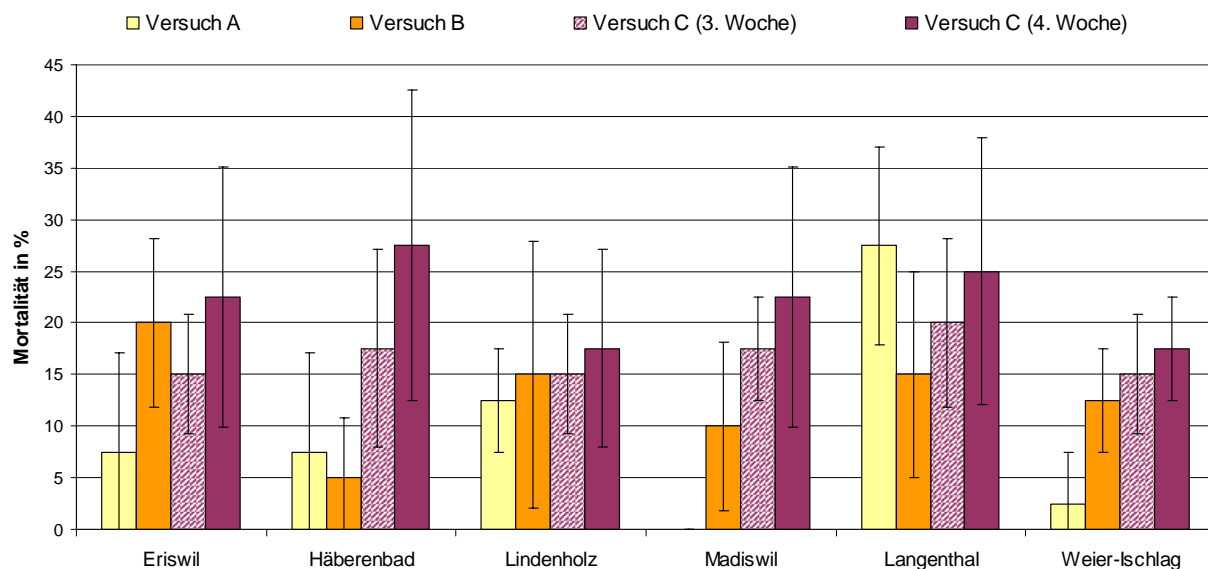


Abbildung 52: Mittlere Mortalität mit Standardabweichung während Versuch C an den fünf Standorten in der Langete und am Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli).

### 5.2.3. Frassaktivität

Die Frassaktivitäten an den Standorten waren in den Versuchen A und B sehr gering (<10 %). Es resultierten teils grosse Varianzen, wodurch die unterschiedlichen Frassaktivitäten in der Langete knapp nicht signifikant waren ( $P=0.053$ ).

Am Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli) war das Frassverhalten der Gammariden signifikant höher. Ebenso enthielten die Boxen des Sandbächlis auch einen erheblich geringeren Anteil an Schlamm-/Sand und damit Detritusgehalt in den Boxen (Abbildung 56).

In Versuch C wurde der Detritusanteil in je einer Box pro Standort minimiert (Abbildung 56), was auch eine signifikante Steigerung des Frassverhaltens an den Langete-Standorten zur Folge hatte (Abbildung 55). Im Sandbächli gab es keine signifikanten Unterschiede im Frass zwischen der Box mit feinmaschigen zu denjenigen mit grobmaschigen Netzen, zumal bei beiden Varianten fast kein Detritus (Abbildung 56) und keine Fremdtiere (*Simuliidae*, *Chironomidae*, *Ceratopogonidae*) in den Boxen enthalten waren.

Der Einfluss von Detritus und Fremdtieren in den Boxen der Langete wirkte sich signifikant auf das Frassverhalten der Bachflohkrebse aus (Anhang C).

Der statistische Vergleich der Boxen mit feinmaschigen Netzen in Versuch C ergab ausserdem, dass die Wochenunterschiede signifikante Differenzen untereinander aufwiesen, während unter den Standorten keine Unterschiede festzustellen waren.

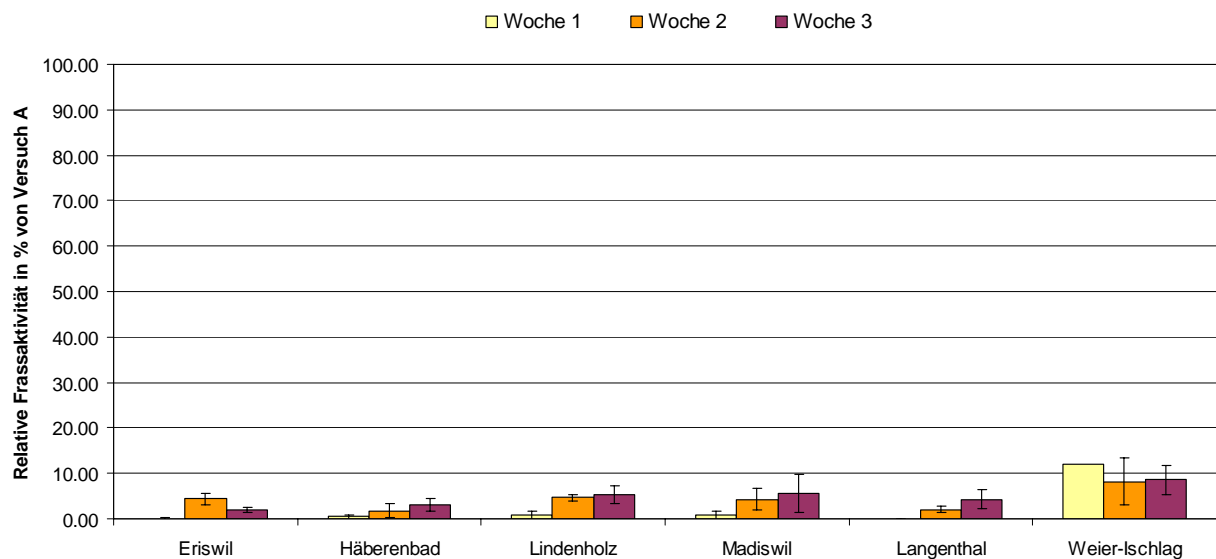


Abbildung 53: Mittlere relative Frassaktivität mit Standardabweichung während Versuch A an den fünf Standorten in der Langete und am Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli).

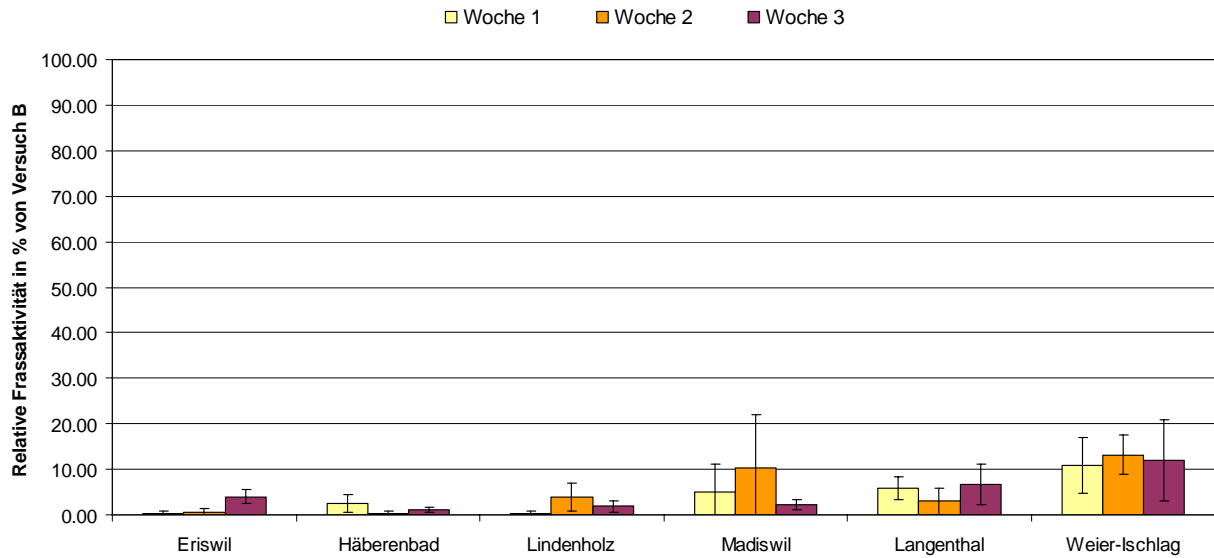


Abbildung 54: Mittlere relative Frassaktivität mit Standardabweichung während Versuch B an den fünf Standorten in der Langete und am Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli).

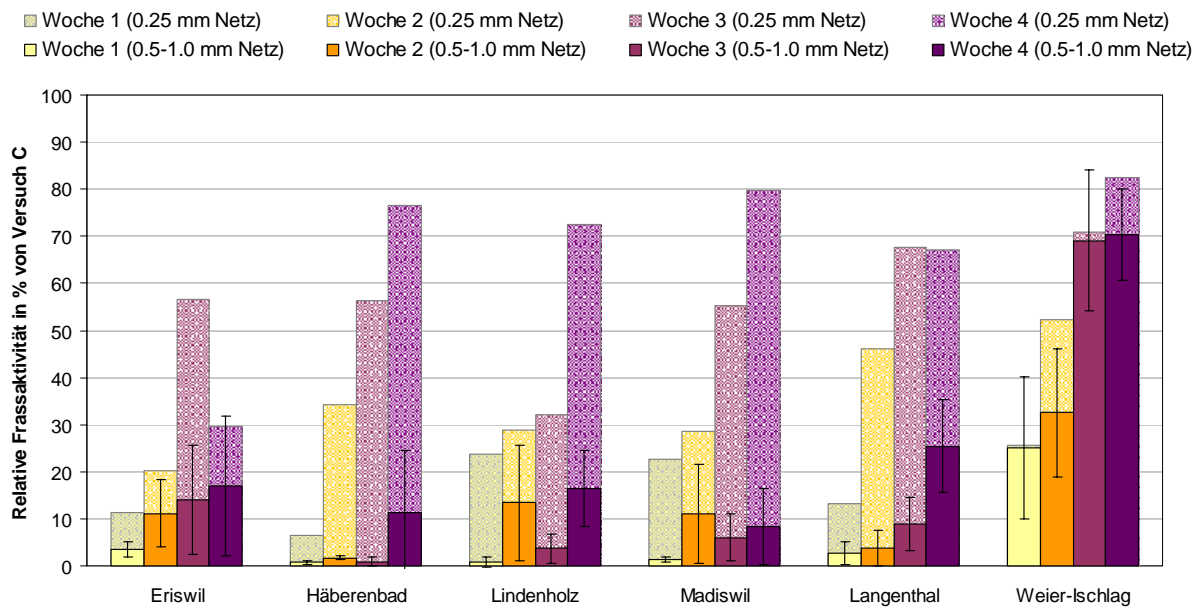


Abbildung 55: Mittlere relative Frassaktivität mit Standardabweichung während Versuch C (pro Standort 3 Boxen mit 0.5-1.0 mm Maschenweite) und Frassaktivität der Boxen mit 0.25 mm Maschenweite (pro Standort 1 Box). Fünf Standorte in der Langete und Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli).



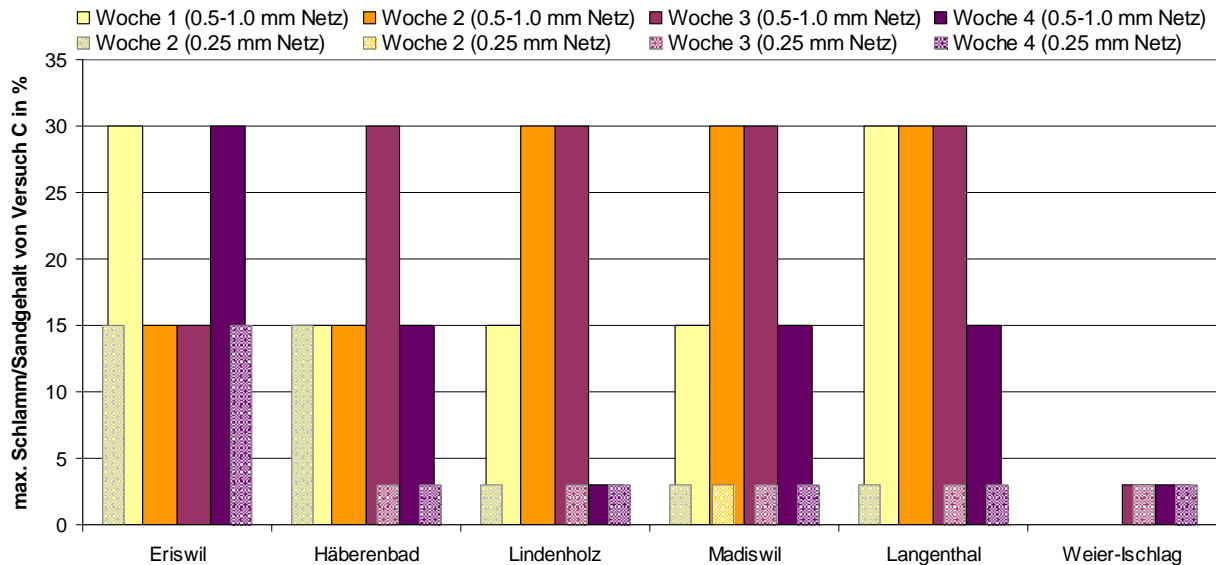


Abbildung 56: Mittlerer Schlamm und Sandgehalt in den Boxen während Versuch C an den fünf Standorten in der Langete und am Referenzstandort Weier-Ischlag (Sandbächli). Die Gehalte wurden in 5 Klassen eingeteilt und der Maximalgehalt hier in % dargestellt. Klassen: sehr wenige Feststoffe - verschwinden nach etwas Schwenken im Bach aus der Box ; bis 1/6 der Box gefüllt ; 1/6-1/3 der Box gefüllt ; 1/3-1/2 der Box gefüllt ; >1/2 der Box gefüllt.

### 5.3. Diskussion

#### 5.3.1. Reflexion der Methode

Die Methodik des Ökotests warf noch unvorhergesehene Schwierigkeiten auf und bedarf Verbesserungen in einigen Punkten.

Der Versuch beruht zum einen Teil auf dem Messen der Frassaktivitäten von Gammariden an Erlenblättern. Dieses Vorgehen mag problemlos funktionieren, solange ausschliesslich Blätter in den Boxen enthalten sind. Nach Moog (2002) ernährt sich Gammarus zwar hauptsächlich als Zerkleinerer, sein Speiseplan gestaltet sich in Realität jedoch vielfältiger. So kann *Gammarus* auch als Räuber, Detritusfresser, Weider und Holzminierer auftreten. Durch eine Maschenweite des Netzes von 0.5 mm werden auch Detritus und Pollen eingespült, kleine Dipterenlarven der *Chironomidae*, *Ceratopogonidae* und *Simuliidae* können ebenfalls in die Boxen eindringen, während des Ökotests werden durch Weibchen juvenile Bachflohkrebse geboren und an den Innenwänden bildet sich innerhalb einer Woche ein Kieselalgenrasen. Persönliche Beobachtungen bei der Betreuung des Versuches zeigten, dass eingespülte Zuckmückenlarven (*Chironomidae*) und tote, verpilzte Gammariden gefressen wurden.

Um den Einfluss des eingespülten, organischen Materials zumindest etwas zu senken, empfiehlt es sich in weiteren Ökotests mit *Gammarus*, die Boxen mit etwas Abstand zum Gewässergrund zu installieren. Bei der Verwendung von sehr feinmaschigen Boxen muss bedacht werden, dass die Maschenweite auch den Wasserdurchfluss senkt und die in den Boxen enthaltenen Gammariden somit weniger stark auf kurzweilige Belastungen reagieren können.

Die Methode zur Berechnung der Frassaktivität mit dem Programm Image J bewährte sich sehr gut. Gerhardt (2011b) verwendete keine standardisierte Grösse der Erlenblätter und schätzte das Ausmass des Frasses in 5 Klassen. Diese Methode bringt zwar weniger Aufwand mit sich, ist aber dementsprechend ungenau. Für einen statistischen Vergleich der Frassaktivitäten sind genaue Zahlen besser geeignet.

### 5.3.2. Diskussion der Ergebnisse

Die Erfassung von subtoxischen Belastungen konnte mittels Ökotest nicht nachgewiesen werden. Um mit dieser Methode aussagekräftige Resultate erreichen zu können, müsste der Eintrag von anderen Nahrungsgrundlagen in die Boxen verhindert oder wenigstens stark minimiert werden (Kapitel 5.3.1).

Eine signifikant höhere **Mortalität** zu den anderen Standorten war nur in einem Versuch (A) am Standort Langenthal, LAN010 feststellbar. Die Sterberate lag hier aber nur zwischen 20-40 %. Von einer akuten Toxizität kann daher nicht gesprochen werden, zumal in diesem Falle mehr Gammariden in einem kürzeren Zeitfenster gestorben wären. Vergleicht man die drei Untersuchungswochen in Versuch A, so ist in keiner die Mortalität auffallend hoch. Die Signifikanz dieses Resultates ist daher nicht erklärbar.

Die Erhöhung der Mortalität von Versuch zu Versuch ist vermutlich auf die höheren Temperaturen zurückzuführen, welche eine Beschleunigung der Stoffwechselprozesse und damit auch der Lebenserwartung zur Folge hatten. Die signifikant höheren Mortalitäten in Versuch C liegen zu einem Teil auch darin begründet, dass dieser eine Woche länger als die anderen Versuche dauerte (siehe Mortalitäten in Woche 3 und 4 von Versuch C, Abbildung 52) und etwas grössere Gammariden als in den vorherigen Versuchen verwendet wurden. Würde man diese erhöhte Mortalität jedoch nur die Grösse der Tiere zurückführen, so wäre das Resultat sehr erstaunlich, da Gerhardt (2011) eine Lebenserwartung der Gammariden von 1-2 Jahren beschreibt. Weil das beschriebene Muster auch an der Referenzstelle Weier-Ischlag zu beobachten war, ist die grössere Mortalitätsrate innerhalb der Wochen und Versuche somit hauptsächlich auf die Erhöhung der Temperatur zurückzuführen.

Das Sterben der Tiere erfolgte mehr oder weniger kontinuierlich und keiner der Standorte wies in einer Woche in allen vier Boxen eine erhöhte Sterberate auf. Das Vorhandensein von akuttoxischen Belastungen für Gammariden kann somit ausgeschlossen werden.

Teils konnte in den Versuchen A und B keine **Frassaktivität** an den Erlenblättern verzeichnet werden. Es muss angenommen werden, dass sich die Bachflohkrebse, wie erwähnt, andersweitig ernährten. So war die Frassaktivität in Boxen mit 0.25 mm Netzen signifikant höher als in Boxen mit grobmaschigeren Netzen. Das Problem des Einspülens von Schlamm und Sand bestand an jeder Probestelle in der Langete in fast jeder Woche. An der Referenzstelle im Sandbächli (Weier-Ischlag) wurden nur in sehr geringem Mass Partikel eingespült, Dipterenlarven waren so gut wie nie vorhanden. Vermutlich wurden aus diesem Grund, mangels Nahrungsergänzung durch Detritus und anderen Larven die toten Gammariden eher aufgegessen. Im Vergleich zu den Versuchen in der Langete wurden tote Gammariden hier jedenfalls weniger oft gefunden.

Die Frassaktivität in allen Boxen mit feinmaschigen Netzen in der Langete war mit der Frassaktivität im Sandbächli (Weier-Ischlag) vergleichbar. Es konnten daher keine für Gammariden subtoxischen Belastungen in der Langete festgestellt werden. Allerdings konnte diese Gegenüberstellung wegen des Versuchsdesigns nur in Versuch C gemacht werden.

## 6. Diskussion und Synthese

### 6.1. Gammarus als Indikationsorganismus

Durch verschiedene Kantone wurde seit 2011 die Methode des Ökotest *Gammarus* an Gewässerstellen mit meist bekannten Belastungen getestet. Zum grossen Teil wurden positive Erfahrungen gemacht, in welchen mittels Blattfrass und Mortalität eine chemische Verunreinigung nachgewiesen werden konnte (z.B. Aquaplus, 2012a). Allerdings wurden alle Versuche in den anderen Kantonen in kleineren Gewässern als der Langete angewendet. Ebenso wurde bisher erst durch Gerhardt (2011b) getestet, ob sich der Ökotest auch zum Auffinden von unbekanntem Belastungsherden eignet (Langete-Untersuchung 2011). In der Langete wurde dies nun im März-Mai 2012 erneut ohne Erfolg versucht. Dies könnte zum einen den Grund haben, dass keine subtoxischen Verschmutzungen existieren oder aber, dass sich *Gammarus* als Indikator für die Art der vorhandenen Verschmutzung nicht eignet bzw. die Konzentration der Gewässerverschmutzung zu gering war, um das Frassverhalten von Bachflohkrebsen zu beeinflussen. Almut (2011) konnte trotz erhöhter Konzentration (134 µg/L) des Fungizides Azoxystrobin, welches für die Gewässerfauna als giftig gilt, mit dem Ökotest keine Beeinträchtigung des Frasses oder eine erhöhte Mortalität feststellen. Die hohen Phosphor- und Nitritkonzentrationen bei Häberenberg und Langenthal hatten ebenfalls keinen messbaren Einfluss auf die Krebse.

Aufgrund dieser Tatsachen überzeugt *Gammarus* als Bioindikator eher weniger. Auch bei der Ermittlung des IBCH nimmt *Gammarus* keine Rolle als wichtigen Indikationsorganismus ein. Dies hängt unter anderem vermutlich mit dem Sauerstoffanspruch zusammen. Nach persönlichen Beobachtungen sind Bachflohkrebsen auf Sauerstoffarmut noch weniger empfindlich als die *Baetidae*, wobei diese nach Stucki (2010) in der gleichen Indikatorklasse eingeteilt sind wie die *Gammaridae*.

Auch eine Beurteilung der Gewässerbelastung nur anhand des Vorhandenseins oder nicht Vorhandenseins von *Gammarus* liefert nicht in jedem Fall eine nützliche Antwort. Liegt eine akuttoxische Belastungssituation vor, so kann dieses Verfahren gute Hinweise geben. Insbesondere in grösseren Gewässern mit Geschiebetrieb ist bei der Interpretation jedoch Vorsicht geboten. Wie die Resultate der bisherigen Untersuchungen zeigen (Kapitel 4.2.1), kann die Abundanz der Tiere starken Schwankungen unterliegen, wenn diese zuvor z.B. durch erhöhte Abflüsse eingespült wurden. Ebenso ist ihre Häufigkeit oftmals abhängig von geeigneten Habitatstrukturen. Somit kann das Fehlen von Bachflohkrebsen auch natürlich bedingt sein. In Bächen des Mittellandes sind Bachflohkrebsen zwar sehr häufig vertreten, in kleinen bis mittelgrossen Flüssen mit regelmässigen Hochwassern kommen sie aber, vermutlich aufgrund der physikalischen Einflüsse, zum Teil nicht vor. So wurde in den Untersuchungen der Emme im Jahr 1993 *Gammarus* erst ab Biberist und 2012 ab Burgdorf erfasst (Aquaplus, 1993; Aquaplus, 2012b), in der Ilfis kam er 1990 überhaupt nicht vor (Aquaplus, 1990). Im Falle eines natürlichen Vorkommens von Bachflohkrebsen in einem Gewässer birgt die Methode aber den Vorteil, dass Krebse das ganze Jahr über im Gewässer enthalten sind und nicht wie die Insektenlarven in eine Flugphase als Imago übergehen.

Obwohl beide Methoden (Ökotest und Abundanzfassung) aufgrund des verhältnismässig geringen Aufwandes attraktiv erscheinen und auch sein können, müssen noch einige Fragen über die tatsächliche Sensitivität von *Gammarus* auf verschiedene Stoffe wie Herbizide, Fungizide, Inhaltsstoffe in Deponiesickerwässern geklärt werden. So kann beobachtet werden, dass in Gewässern wie der Urtenen, welche durch Einträge aus der Landwirtschaft und Siedlungsentwässerung belastet ist, enorm hohe Dichten von *Gammarus* vorherrschen, wobei das Vorkommen von *Gammarus* stark durch Makrophyten und wenige Hochwasser begünstigt wird (mündl. Mitteilung K. Guthruf, Gewässerökologie, AWA). Nach persönlichen Erfahrungen von K. Guthruf waren *Gammariden* auch schon an einer Stelle im Stepbach (Zufluss der Urtenen) zu finden, an welchen plötzlich alle Insektenlarven verschwunden waren und demnach offensichtlich eine Belastung vorlag. Die Bachflohkrebsen hatten somit die entstandene Verschmutzung entweder

überlebt, oder konnten inzwischen aus anderen Regionen wieder einwandern (mündl. Mitteilung).

Der Erfahrungsaustausch von Anwendern der Öktestmethode mit *Gammarus* ist folglich sehr wichtig, um sich über die Grenzen und Optimierung des Versuches auszutauschen.

## 6.2. Einfluss möglicher Belastungsquellen

### 6.2.1. Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft

Wie die Modellrechnungen des VOKOS 2005 und 2010 bereits zeigen (Kapitel 2.2.1), kann im Einzugsgebiet mit hohen Phosphor- und Stickstoffverlusten gerechnet werden. Ebenso konnten auch in den Gewässeruntersuchungen 2004-2009 erhöhte Phosphorwerte gemessen werden (gemäss Messdaten des GBL).

Mit den monatlichen chemischen Untersuchung der Fliessgewässer wurde nur eine Momentaufnahme erfasst. Stossbelastungen aus Hochwasserentlastungen, Gülleunfälle oder die Auswaschung von Pestiziden und Nährstoffen nach Regenereignissen können mit dieser Methode nicht aufgezeigt werden. Auch mit Chemiesammelproben kann die Belastung durch Ammoniak und Nitrit nach Regenereignissen nicht zuverlässig gemessen werden, da sich Stickstoffverbindungen je nach Temperatur und Sauerstoffgehalt umlagern oder entweichen können.

Wie stark der Untergrund der Wässermatten die Auswaschung von Nährstoffen oder gar Pflanzenschutzmitteln begünstigt, ist nicht bekannt. Aufgrund der hohen Exfiltrationsraten in die Langete (Kapitel 2.1.1) darf der Einfluss aber nicht unterschätzt werden. Insbesondere spielt hier auch die Verweilzeit des Grundwassers bis zur Exfiltration eine wichtige Rolle.

Mit Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft ist nicht nur bei Regenereignissen durch Abschwemmung zu rechnen, denn auch Gülleunfälle sind keine Seltenheit und können den DOC und Nährstoffgehalt im Gewässer für kurze Zeit stark erhöhen. In der ersten Jahreshälfte 2012 sind vier effektive Gewässerverschmutzungen (davon 3 der Polizei gemeldet) und zwei potenzielle Gewässerverschmutzungen mit Gülle bekannt (Tabelle 11).

**Tabelle 11:** Polizeirapporte erste Hälfte 2012 über potenzielle und effektive Gewässerverschmutzungen mit Gülle.

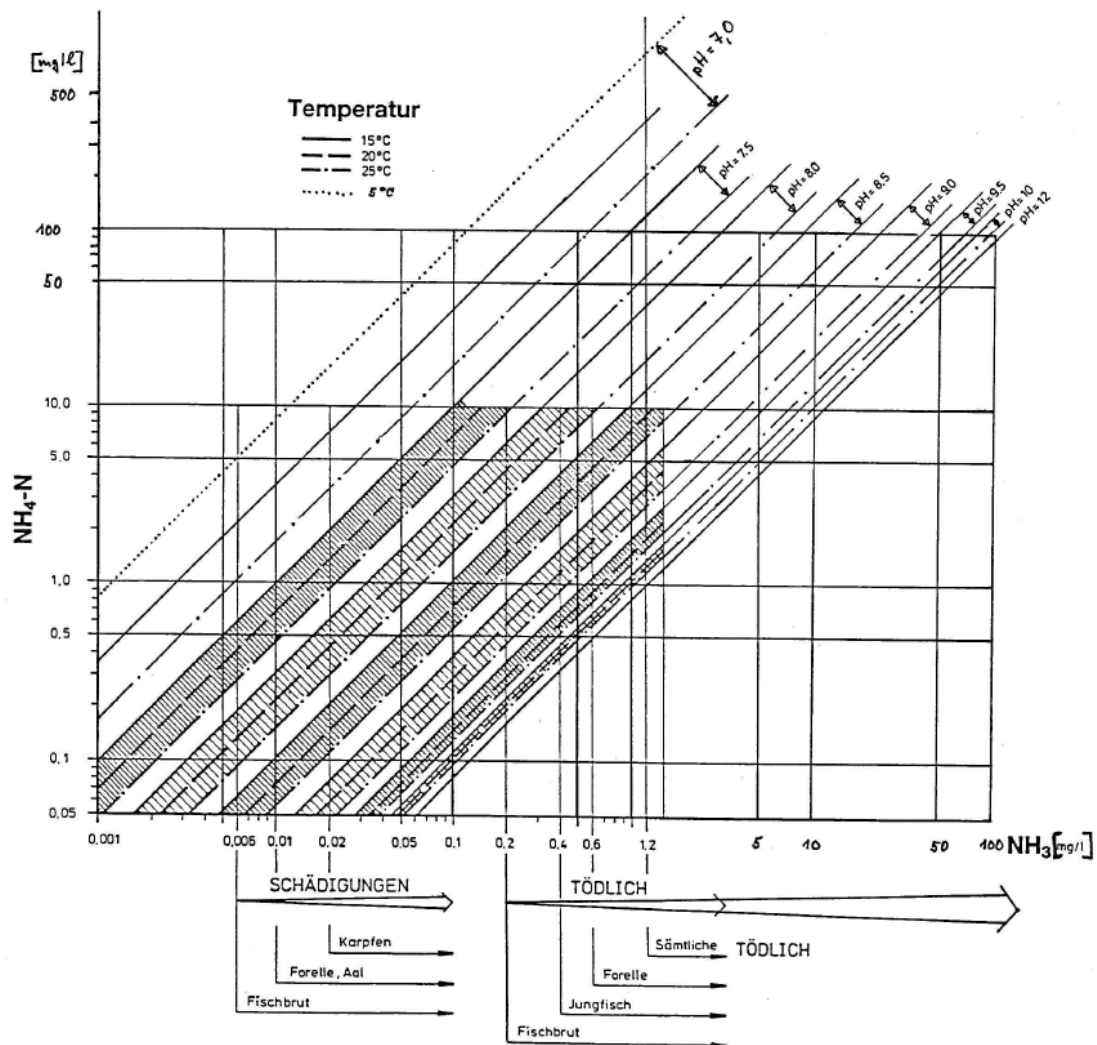
Datum, Zeit	Ort	Gewässer	Tote Fische?	Verursacher	Bemerkungen
15.03.2012; 11.20	Rohrbach	Kanäli	nein	bekannt	Einige hundert Liter aufgrund Leitungsbruch
19.03.2012; 08.35	Rohrbach	Kanalbach	einige	Unbekannt	Herkunft vermutlich aus Walterswilbach oder Oeschenbach
21.03.2012; 16.24	Lotzwil	Langete	nein	Unbekannt	leichte Verfärbung des Bachwassers, vermutlich Auswaschung von Jauche
07.04.2012; 14.23	Madiswil	Wyssbach	nein	bekannt	Meldung des Landwirts über geborstenen Gülleschlauch, vermutl. ohne Gewässerverschmutzung
07.06.2012; 15.36	Huttwil	Langete	nein	bekannt	Aufgrund Mangel an Güllepumpe könnte Jauche über einen Schacht in die Langete gelangt sein.



Die chemische Analyse solcher Verschmutzungen setzt voraus, dass zur richtigen Zeit am richtigen Ort die Wasserprobe entnommen wird, zumal sich die Fracht langsam flussabwärts bewegt und kurze Zeit später nicht mehr gemessen werden kann. Bei der Beprobung des Makrozoobenthos am 15.5.2012 konnte bei Lindenholz ein solches Ereignis dokumentiert und Chemieproben entnommen werden. Der Gülleeintrag liess sich optisch durch eine Verfärbung des Wassers und leichte Schaumbildung auf der Wasseroberfläche erkennen (Abbildung 57). An der Probestelle befanden sich nach dem Ereignis weiterhin junge Bachforellenbrütlinge, welche die Verschmutzung scheinbar gut überstanden hatten. Die chemische Analyse ergab einen Ammoniumgehalt von 0.22 mg/l. Diese Konzentration könnte unter den vorherrschenden Bedingungen von pH 8.5 bei 11.2 °C bereits gesundheitliche Schädigungen von Forellen hervorrufen (Abbildung 58). Auch wenn direkt nach einem einzelnen Ereignis kein Schaden erkenntlich ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Summe von mehreren solchen Gewässerverschmutzungen den Fischbestand und das Makrozoobenthos beeinträchtigt. Diesem Faktor ist insbesondere dann Rechnung zu tragen, wenn auch andere Einflüsse wie PKD-Erkrankung und Stress durch erhöhte Temperaturen mitspielen.



**Abbildung 57:** Verfärbung des Wassers durch Gülleeintrag am 15.5.2012, 12.55 Uhr bei Lindenholz.



**Abbildung 58:** Für Fische schädliche und tödliche Konzentrationen von  $\text{NH}_3$  in Abhängigkeit von  $\text{NH}_4\text{-N}$ , pH und Temperatur sowie die Schädigungen (Warg, 1987 in Umweltbehörde Hamburg, 2001)

### 6.2.2. Siedlungsentwässerung

Wie bereits die Untersuchungen von Aquaplust 2005 und 2011 ergaben, wirkte sich das Aufheben der Kläranlagen Huttwil und Lotzwil positiv auf die Lebensgemeinschaften in der Langete aus. In den Untersuchungen von 2011 (Aquaplust, 2011) wie auch in den neusten Erhebungen dieses Berichtes im Frühjahr 2012 konnte aufgrund der Kieselalgen und Makroinvertebraten ein gut bis sehr guter ökologischer Zustand (IBCH und DICH) verzeichnet werden (Kapitel 3.3).

Ungewiss ist die Situation in Bezug auf die Hochwasserentlastungen in der Gemeinde Madiswil. Bis heute wurde für diese Gemeinde kein GEP erstellt. Dies obwohl aufgrund der ökologischen Veränderungen ab Madiswil gerade hier eine biologische Beurteilung der Hochwasserentlastungen dringlich wäre. Das GBL hat diesbezüglich Massnahmen getroffen und einen Ereignissampler Chemie bei Lindenholz und der Firma Rohr in Madiswil installiert. Die Auswertung der Ergebnisse steht noch offen.

Neben Hochwasserentlastungen können Beeinträchtigungen aus der Siedlungsentwässerung auch durch Drainageeinläufe oder Fehlschlüsse von Kanalisationen verursacht werden.

Während den Probenahmen und Ökotestversuchen gab es verschiedene Hinweise auf einen Fehlanschluss oder eine fehlbare Entlastung im Raum der Rotbachmündung:

- Ab LAN219 (oberhalb der HE5200) bis LAN206 in abnehmender Menge Stücke von WC-Papier im Interstitial auffindbar.
- Freischwimmende Stücke von WC-Papier und Feuchttüchern bei Häberenbad (auch während Trockenperioden) (Abbildung 59)
- Küchen-/Rüstabfälle bei Häberenbad
- Ölähnlicher Farbfilm im Interstitial bei der Kick-Sampling-Probe vom 12.1.2012

Eine weitere Gewässerverschmutzung im Raum Rotbachmündung wurde am 27.4.12 durch die Polizei rapportiert:

- Gewässerverschmutzung / Ölfilm (verm. Motorenöl) auf der Langete bei Lochmüli (Rotbachmündung) mit Auffinden von 4-5 toten Fischen. Der Verursacher konnte nicht auffindig gemacht werden (Polizeirapport vom 27.4.2012; Meldezeit: 16.53 Uhr).



**Abbildung 59:** Freischwimmende WC-Papier-Reste bei Häberenbad konnten wöchentlich während der Betreuung des Ökotests *Gammarus* festgestellt werden.

Da die WC-Papier-Stücke im Kies bereits vor der grossen Hochwasserentlastung HE5200 oberhalb von Häberenbad gefunden wurden, müssen die Abfallstoffe von einem anderen Einlauf herführen. Im GEP Huttwil wurden 2004 die Hochwasserentlastungen durch das Ingenieurbüro BSB+Partner biologisch begutachtet und zwei Entlastungen mit dringendem Handlungsbedarf beurteilt. Bei der Entlastung RA299 in der Dorfmitte wurden bereits damals Feststoffe festgestellt, wobei unklar war, ob diese aus einem Fehlanschluss oder aus der Entlastung selbst stammten. Oberhalb des Gebietes befindet sich die Mündung Rotbach, in welchem *Gammarus* ebenfalls in geringer Häufigkeit vertreten war. Direkt unterhalb des Mündungsbereichs ist das Pumpwerk Fiechten lokalisiert. An dieser Stelle wurde in den 90-er Jahren eine Immissionsquelle von Permethrin aus der Wollspinnerei festgestellt. Ein Regenauslauf ist an dieser Stelle im GEP-Plan jedoch keiner eingezeichnet.

In den Untersuchungen 2011/2012 wurde die Dorfmitte und der Dorfausgang Huttwil nicht untersucht. Stücke von WC-Papier und Feuchttüchern konnten wöchentlich bei Häberenbad während der Betreuung des Ökotests *Gammarus* beobachtet werden. Der Ökotest selbst sprach auf keine Belastung an. Die Resultate der grobökologischen Untersuchungen des Makrozoobenthos liessen jedoch eine Belastung im Raum Rotbachmündung-Häberenbad vermuten (Kapitel 4.2). Es empfiehlt sich daher eine Nachkontrolle über die Umsetzung der im GEP erwähnten Massnahmen.

Auch unterhalb der Deponie Mange bei Roggwil (Probestelle LAN009) waren bei der Probenahme vom 23.11.2011 weisse Papierstückchen in der Makrozoobenthos-Probe enthalten, wobei es sich vermutlich ebenfalls um WC-Papier-Rückstände handelt. Eine Beprobung dieses Standorts erfolgte nur an einem Datum.

### 6.2.3. *Pestizide*

Bei drei der fünf holzverarbeitenden Betrieben mit Biozidverwendung wurde das Gewässer unmittelbar oberhalb und unterhalb des Betriebes beprobt. In zwei der Betrieben wurde bereits 1997 Cypermethrin und Permethrin im Schlammsammler des in die Langete entwässernden Holzlagerplatzes nachgewiesen. Jedoch konnte 2011/2012 in keinem der Fälle eine Beeinträchtigung der Wasserwirbellosengemeinschaft festgestellt werden. Aufgrund der bereits langjährigen ökologischen Missstände in der Langete, wurden in den Vorjahren alle holzverarbeitenden Betriebe der Region durch das AWA inspiziert und Vorschriften erlassen.

Auch Schafhalter, welche Mottenschutzmittel verwenden, wurden 1998/99 durch das Gewässerschutzamt sensibilisiert und Auflagen über die Verwendung und Entsorgung der Biozide gemacht (Protokoll 8. Langete-Sitzung vom 12.11.1998).

Es kann folglich davon ausgegangen werden, dass keine regelmässigen und akuttoxischen Gewässerverschmutzungen durch solche gewerbliche Anwender entstehen sollte. Da die Vorplätze aber nach wie vor in die Langete entwässern, sind subtoxische, sporadische Belastungen des Sediments durch Ausschwemmung von Pyrethroiden nicht auszuschliessen. Nachgewiesen können diese jedoch erst, wenn eine Verschmutzung öfter oder akuttoxisch auftritt.

Ebenso ist auch der direkte Eintrag oder die Ausschwemmung von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft möglich. Dieser Aspekt könnte insbesondere im ackerbaulich genutzten Gebiet der Wässermatten von Bedeutung sein. Viele kleine Seitengewässer im Landwirtschaftsgebiet erhöhen die Gefahr von Einträgen in die Oberflächengewässer. Das Problem des Pflanzenschutzmitteleintrages besteht auch bereits im Oberlauf. So dokumentierte Almut (2011) beispielsweise im Juni 2011 eine Überschreitung der Richtwerte des Fungizides Azoxystrobin bei Häberensbad. Atrazin und dessen Abbauprodukt Triazin wurden von April bis Herbst 2011 in der Langete zwar gemessen, dies jedoch nicht in höheren Konzentrationen als in anderen Fließgewässern (Protokoll Langete-Sitzung vom 1.11.2011). Der Ökotest *Gammarus* und der SPEAR-Index gaben im Jahr 2012 keine Hinweise auf eine Pestizidbelastung, im Jahr 2011 deutete der SPEAR auf eine „mässige“ Pestizidverschmutzung im Raum Langenthal hin (Kapitel 3.3.3; Aquaplus, 2011a).

Die Art der eingetragenen Substanzen aus der Landwirtschaft kann anhand der angebauten Kulturen abgeschätzt werden. Die EAWAG erarbeitete in einem GIS-Projekt 2011 ein Vohersagemodell über die Ausschwemmungsgefahr von Herbiziden. Dabei wurden die Topografie (Hangneigung, Höhe, Gewässerdichte), das Klima (Niederschlagsmenge, Niederschlagshäufigkeit), die Bodenbeschaffenheit (Durchlässigkeit, Vernässung) und die Landnutzung (Herbizidmenge pro Kultur, Gebiete im Ackerland, Kulturarten) miteinbezogen (Sieber, 2011). Die GIS-Daten dieses Projektes liegen dem GBL vor. Ausserdem beschäftigte sich Sägesser (2011) in ihrer Praktikumsarbeit eingehend mit dem Thema Früherkennung von Mikroverunreinigungen unter anderem auch aus der Landwirtschaft.

### 6.2.4. *Belastete Standorte*

Im Rahmen der Grobuntersuchungen 2011/2012 wurden Stellen unterhalb von belasteten Standorten untersucht. Dabei wurden die Deponie Fäilimoos unterhalb von Häberensbad (Probestelle LAN205), die Deponie Wystägen (LAN208), die Drahtziegelfabrik Winkel (LAN137, LAN138, LAN213) sowie die Deponie Mange (LAN009) untersucht. Ausser bei der Deponie Wystäge (siehe Kapitel 4.2.1 *Gammarus*) konnte keine Veränderung in der Gemeinschaft des Makrozoobenthos festgestellt werden.



Die Deponie Wystäge wirft betreffend Ihrer Belastung nach wie vor Fragen auf. Die technischen Untersuchungen ergaben nur eine geringe Belastung des Sickerwassers und der Bodenluft durch organische Kohlenwasserstoffe. Da es sich dabei um keine offensichtlich schädlichen Konzentrationen handelt, wurde der Standort als überwachungs- und nicht sanierungsbedürftig eingestuft. Die Ökotoxikversuche mit ROS-aktiven Zellen warfen hingegen erneut Fragen zur Toxizität des Deponiewassers auf. Gleichfalls reagierten auch Daphnien in einem Ökotoxizitätstest auf eine Belastung im Langetewasser (Ecoconseil, 1997). Leider wurde der Test aber nicht zusätzlich mit Langetewasser aus dem Oberlauf durchgeführt um einen lokalen Vergleich des Gewässersystems herstellen zu können.

In den Grobuntersuchungen 2011/2012 wurden nur direkt ans Gewässer angrenzenden Standorte untersucht, welche aufgrund bestehender Unsicherheiten bezüglich Inhaltsstoffe, Sickerwässern oder Enthaltung kritischer Substanzen (Zn bei Drahtziegelfabrik Winkel) potenziell gefährlich sein könnten. Es sind jedoch noch weitere belastete Standorte bekannt, welche direkt am Gewässer liegen. Auch können Oberflächengewässer durch nicht gewässernahe Altlasten (sanierungsbedürftig) und belasteten Standorte (nicht sanierungsbedürftig) durch verunreinigte Grundwasserströme kontaminiert werden.

Bei der Beurteilung der Gefährlichkeit eines Standortes auf die Gewässer muss berücksichtigt werden, dass die Angaben über die Art der Belastung oft „nach bestem Wissen und Gewissen“ auf Zeugenaussagen, alten Gemeinde und Betriebsdokumenten basieren. Die lokale Ausbreitung wurde teils aufgrund alter Luftbilder und Bauplänen vorgenommen. Es handelt sich hierbei folglich nicht um eine exakte Wissenschaft. Daher kann nicht davon ausgegangen werden, dass nur die im Kataster der belasteten Standorte aufgelisteten Substanzen vorhanden sind bzw. dass alle der beschriebenen Stoffe überhaupt gelagert oder auf dem Grundstück verwendet wurden. Wo eine technische Untersuchung vorliegt, ist die tatsächliche Art der Belastung in etwa bekannt. Doch auch hier besteht die Möglichkeit, dass sich lokal Substanzen im Untergrund befinden, welche mit den Bohrungen zur Bodenluft- und/oder Sickerwassermessung nicht erfasst wurden. So ungewiss die tatsächliche Belastung dieser Standorte oftmals ist, so können sich auch nach wie vor noch an unbekanntem Stellen Belastungen im Untergrund verbergen.

### **6.3. Biologische und ökomorphologische Einflüsse auf den Fischbestand**

#### *6.3.1. Zusammenhang zum Gammarusvorkommen*

Zu Beginn des vorliegenden Projektes bestand der Verdacht eines Zusammenhanges zwischen dem schwachen Fischbestand im Unterlauf und dem Gammaridenvorkommen. Entweder in Form einer Verschmutzung, welche beide Arten hemmt, oder in Form einer Nahrungskopplung. Dies ist jedoch nicht der Fall. Im Gegensatz zu den Bachforellen, welche sich seit der Permethrinverschmutzung nur im Unterlauf nicht mehr etablieren konnten und im Oberlauf wieder einen gesunden Bestand aufweisen, sind Bachflohkrebse im Unterlauf häufiger als im Oberlauf. Von einem Belastungsherd, der sowohl die Krebse wie auch die Fische in ihrer Entwicklung hemmt, ist somit abzusehen. Aus dem selben Grund kann auch kein Zusammenhang zwischen einem geringen Gammarusvorkommen und einem Nahrungsmangel für Bachforellen hergestellt werden. Joosting (1986) beschrieb die eher untergeordnete Rolle von Gammariden für die Ernährung der Bachforellen in der Langete. So machte der Anteil an Bachflohkrebsen in den Fischmägen nur 2,5 % aus, was den Kenntnissen aus der Literatur widersprach (10 % der Futterquelle). Ebenso stellte Joosting (1986) aber auch fest, dass die im März/April gefangenen Fische leichter waren, als dies ihrer Längenklasse entsprechen würde, was auf ein Nahrungsproblem hinweisen könnte. Eine Bonitierung über das ausreichende Vorhandensein von Fischnahrung wurde für die Langete bisher nicht gemacht. Eine Abnahme der Gesamtabundanz im Fließverlauf ist aber nicht feststellbar.

### 6.3.2. Ökomorphologie

In bisherigen Untersuchungen von Aquaplus (z.B. 1994, 2011) wurde bei Langenthal (LAN007 und LAN008) eine Kolmatierung der Gewässersohle festgestellt. Auch Joosting (1986) beschrieb, dass nach Einschätzungen von Prof. Klingler die Sohle der Langete kolmatiert und aus diesem Grund die Naturverlaichung nicht gegeben sei. Nach Aufnahme des äusseren Aspektes während den grobbiologischen Untersuchungen von November 2011 - März 2012 konnte das Vorhandensein einer Kolmation bei Langenthal (LAN008; mässige-starke Komatierung) und Roggwil (LAN215; starke Kolmatierung) bestätigt werden, wobei das Gewässerbett unterhalb von Roggwil (LAN009) wiederum über sehr lockeres Kies verfügte. An den restlichen Stellen im Unterlauf bestand im November 2011 keine oder nur eine leichte Kolmation der Sohle. Schmidt-Posthaus (2004) empfiehlt eine standardisierte Untersuchung zur Erfassung der Kolmation in der Langete. Die Beurteilung in den Grobuntersuchungen von November 2011 - März 2012 wurde subjektiv mittels 4-stufiger Skala beurteilt. Wäre die Situation einer Kolmation so gravierend, dass sie den Fortpflanzungserfolg der Bachforellen minimieren würde, so wäre ein solcher Missetand während den Makrozoobenthos-Untersuchungen aufgefallen. Fakt ist, dass es sich bei den kolmatierten Stellen um lokale Gegebenheiten handelt, die nicht den gesamten Unterlauf betreffen. Von der Kolmation als limitierender Faktor der Bachforellen ist somit eher abzu-sehen.

### 6.3.3. Fischgesundheit

Wie die Untersuchungen von Schmidt-Posthaus (2005) zeigten, leiden die Bachforellen in der Langete einerseits unter PKD-Erkrankungen, andererseits traten teils starke Leberveränderungen auf. Ersteres hängt mit den Gewässertemperaturen zusammen, die Leberveränderungen sind vermutlich auf chemische Einflüsse zurückzuführen (Schmidt-Posthaus, 2005).

Das Ausmass der PKD-Erkrankungen bei Bachforellen erreichte bei Madiswil seinen Höhepunkt. Die Erkrankung hängt unmittelbar mit den vorherrschenden Temperaturen im Gewässer zusammen (Schmidt-Posthaus, 2005). Nachforschungen der Temperaturen in den letzten Jahren ergaben, dass die für PKD kritischen 15°C während 2 Wochen unterhalb von Wystäge öfter erreicht wurden als im Oberlauf (Temperaturdiagramm in Anhang D). Es ist somit denkbar, dass PKD ein wichtiger Grund für die ausbleibende Etablierung der Bachforellen sein könnte, da vermutlich insbesondere die 0+ Bachforellen in Folge der Krankheit sterben. Die im Fischbestand entstandene Lücke wird durch Aeschen und Regenbogenforellen gefüllt, was die veränderte Lebensgemeinschaft erklärt (Hypothese S. Kaderli gemäss Protokoll Langete-Sitzung 10.01.2012).

Um diese These zu überprüfen, wurden ab März 2012 in der Langete unterhalb von Eriswil (LAN012), bei Rohrbach (LAN015 ab Mai 2012), Lindenholz (LAN014), Madiswil (LAN013), in Langenthal (LAN010) und im Ursenbach (URB) Temperaturlogger installiert, mit welchen der Temperaturverlauf dokumentiert werden kann. In Kombination werden im Früh- und Spätsommer 2012 bei Lindenholz und in der Lanzmatte oberhalb von Kleindietwil Abfischungen und Untersuchungen über das Ausmass der PKD-Erkrankung durchgeführt.

Nach heutigem Wissenstand benötigt der krankheitserregende Pilz PKD das Moostierchen als Zwischenwirt. Moostierchen findet man in Fliessgewässern an ruhig fliessenden, beschatteten Stellen (münd. Mitteilung H. Schmidt-Posthaus, FIWI). Während den Grobuntersuchungen 2011/2012 wurde zwar auf solche Stellen geachtet, Moostierchen wurden jedoch keine gefunden.

## 6.4. Schlussfolgerungen

Mit Hilfe der durchgeführten Methoden der biologischen Grob- und Feinuntersuchungen (IBCH und SPEAR) sowie des Ökotests *Gammarus* konnte kein eindeutiger Belastungsherd ausgeschlossen werden. Das Verteilungsmuster und allgemein eher geringe Vorkommen von Bach-

flohkrebsen in der Langete kann hauptsächlich auf die Hydrologie, Morphologie und die Vernetzung mit Seitengewässern zurückgeführt werden.

Die geringere Stein- und Eintagsfliegendichte sowie das vollständige Fehlen von Plecopteren im Spätherbst deuten auf eine verminderte Gewässerqualität im Unterlauf hin. Ebenso wiesen auch die Aquaplustersuntersuchungen eine geringere Häufigkeit von Steinfliegen unterhalb von Wystäge auf. Aufgrund der *Gammarus*-Dichten im Einzugsgebiet der Langete werden drei Belastungs-Hot-Spots oberhalb von Huttwil, bei Häberenberg und bei Wystäge vermutet. Wie auch der Äusserere Aspekt zeigte, gelangt oberhalb von Häberenberg vermutlich ungereinigtes Abwasser in den Fluss.

Die Häufigkeiten der Indikatororganismen und der Ökotoxikologie zeigten, dass die Belastungssituation in der Langete nicht akut toxisch sein kann. Auch konnte keine explizit belastete Stelle in der Langete ausgemacht werden, vielmehr scheint die Gewässerqualität kontinuierlich im Fliessverlauf abzunehmen. Bereits Schmidt-Posthaus (2004) vermutete hinter dem Fischproblem im Unterlauf einen Summeneffekt von Wasserqualität, PKD und Temperatur. Bezieht man die Modellrechnungen des VOKOS (2010) über den Verlust von Phosphor und Stickstoff aus der Landwirtschaft sowie die effektiv rapportierten Gewässerverschmutzungen mit Gülle ein, so muss es in der Langete öfters zu temporären Erhöhungen der Nährstofffrachten kommen. Dabei wirken diese Gewässerverschmutzungen nur subtoxisch, aber schaden in ihrer Summe der Gewässerfauna, was auch die kontinuierliche Abnahme der Gewässerqualität flussabwärts erklären würde.

Die Wässermattenregion ist geprägt durch viele kleinere Seitengewässer. Im ökologischen Sinn sind diese Strukturen förderlich für die Biodiversität. Mit Blick auf die landwirtschaftliche Bewirtschaftung des Gebietes erhöhen die Wässermatten mit ihren Seitengerinnen jedoch die Gefahr eines Eintrags von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln. So erhöht die Summe von Gewässern im Landwirtschaftsgebiet auch das Risiko eines Störfalles oder einer Einschwemmung von Stoffen. Zusätzlich besitzen die Wässermatten die Eigenschaft eines schnellen Abflusses von Oberflächenwasser, was sich bei starkem Regen und vorgängigen Düngergaben negativ auf das Grundwasser und durch Exfiltration folglich auch auf die Oberflächengewässer auswirken kann.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch Belastungsherde bestehen, von welchen eine subtoxische Belastung ausgeht. Solche Gewässerverunreinigungen können auch in einem gemessenen eher tiefen Bereich liegen und zusammen mit den anderen beschriebenen Faktoren eine Beeinträchtigung der Gewässerökologie hervorrufen. Denn aufgrund der zahlreichen Untersuchungen in den letzten 20 Jahren scheint die These des Summeneffekts plausibel. Dabei wird die Gewässerfauna durch temporäre Gewässerverschmutzungen, meist in Form von Gülleeinträgen oder Pflanzenschutzmitteln, geschwächt, weshalb die Abundanz der Stein- und Eintagsfliegen im Fliessverlauf kontinuierlich abnimmt. Diese subtoxischen Belastungen könnten Grund für die bei den Bachforellen festgestellten Organschäden sein, welche im Zusammenspiel mit der PKD-Erkrankung und erhöhten Temperaturen als zusätzlicher Stressor den Bachforellenbestand schädigen.

Die momentan laufenden Temperaturmessungen und Abfischungen werden demnächst mehr Informationen über das Zusammenspiel der PKD-Erkrankung und Temperaturerhöhung geben. Ebenfalls werden die Chemie-Sammelproben über mögliche Stossbelastung während Regenerereignissen Auskunft geben. Allerdings können sich die durch Regenerereignisse bedingten Gewässerverschmutzungen zwecks Verdünnung weniger stark auf die Ökologie auswirken als Störfälle während des Mittelwasserabflusses. In weiteren Untersuchungen empfiehlt sich, das Mass der Gewässerbelastung auf saisonale Schwankungen zu untersuchen. Wichtig ist auch ein gut funktionierendes Netzwerk, welches über Gewässerverschmutzungen informiert. So sollten auch Verschmutzungen gemeldet werden, welche kein Fischsterben verursachen. Weiter wäre es optimal, wenn bei einem Störfall von einer Person vor Ort direkt eine Wasserprobe entnommen werden könnte, um das Mass der temporären Belastungen besser abschätzen zu können.

## Literatur

- Alp, M, Karpati, T., Werth, S., Gostner, W., Scheidegger, C., Peter, A. (2011):** Erhaltung und Förderung der Biodiversität von Fliessgewässern. Flussgebietsmanagement, Sonderdruck aus „Wasser Energie Luft“. 103. Jahrgang, 2011, Heft 3 und 4, CH-5401 Baden
- Aquaplus (1990):** Biologische Untersuchungen an Fliessgewässern im Emmental (Ilfis, Emme, Schonbach, Hilferen, Trueb). . Im Auftrag des Gewässerschutzamtes des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (1991):** Beurteilung der Gewässergüte und der Ökomorphologie in den Fliessgewässern Rotbach – Langete – Rot – Brunnbach – Murg. Im Auftrag des Gewässerschutzamtes des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (1993):** Beurteilung der Gewässergüte und der Ökomorphologie in der Emme und ihren Nebengewässern (Rötenbach, Hornbach, Grüene, Biglebach, Luterbach, Urtenen, und Limpach). Im Auftrag des Gewässerschutzamtes des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (1994):** Beurteilung der Gewässergüte in der Langete und Vergleich mit früheren Untersuchungen. Im Auftrag des Gewässerschutzamtes des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (2003):** Beurteilung der biologisch indizierten Wasserqualität in den beiden Fliessgewässern Langete und Rot (BE). Untersuchungen vom 15. April 2003 und Vergleich mit früheren Untersuchungen. Im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (2005):** Beurteilung der biologisch indizierten Wasserqualität in den beiden Fliessgewässern Langete und Rotbach (BE). Untersuchungen vom 23. März 2005 und Vergleich der früheren Untersuchungen. Im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, GBL
- Aquaplus (2011):** Beurteilung der biologisch indizierten Wasserqualität. Rotbach, Langete, Rot, Brunnbach, Önz, Inkwiler Seebach, Ösch sowie Schwarze und Weisse Lutschine im Jahr 2011. Fachbericht inkl. Vergleich mit früheren Untersuchungen. Im Auftrag des Amtes für Wasser und Abfall des Kantons Bern
- Aquaplus (2012a):** Wyna: Gammarus In-Situ Versuche. Ökotoxikologische Untersuchungen. Im Auftrag des Kanton Aargau
- Aquaplus (2012b):** Daten zur Emme-Untersuchung, Bericht in Bearbeitung. Im Auftrag des Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern, GBL
- Benkert (1999):** Voruntersuchung der Altlasten-Verdachtsfläche Altdeponie „Wystäge“ in Ursenbach. Dr. Benkert AG Umweltberatung und Geotechnik
- Benkert (2000):** Bericht über die Untersuchung der Altdeponie Wystäge. Dr. Benkert AG Umweltberatung und Geotechnik. 16. Mai 2000
- Benkert (2002):** Altdeponie Wystäge Ursenbach: Gasmessungen und Grundwasser-Überwachung. Dr. Benkert AG Umweltberatung und Geotechnik. 18. April 2002
- Binderheim, E. und Göggel W. (2007):** Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 S.
- BUWAL (1993):** Anwendung von Holzschutzmitteln. Grundlagen zum Erwerb der Fachbewilligung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL
- Deutsch Rat für Landespflge (2008):** Kompensation von Strukturdefiziten in Fliessgewässern durch Strahlwirkung. Heft 81 – Januar 2008. ISSN 0930-5165
- Ecoconseil (1996):** Ecotoxicité associée aux sédiments de La Langete. Rapport d'analyses. Avril 1996



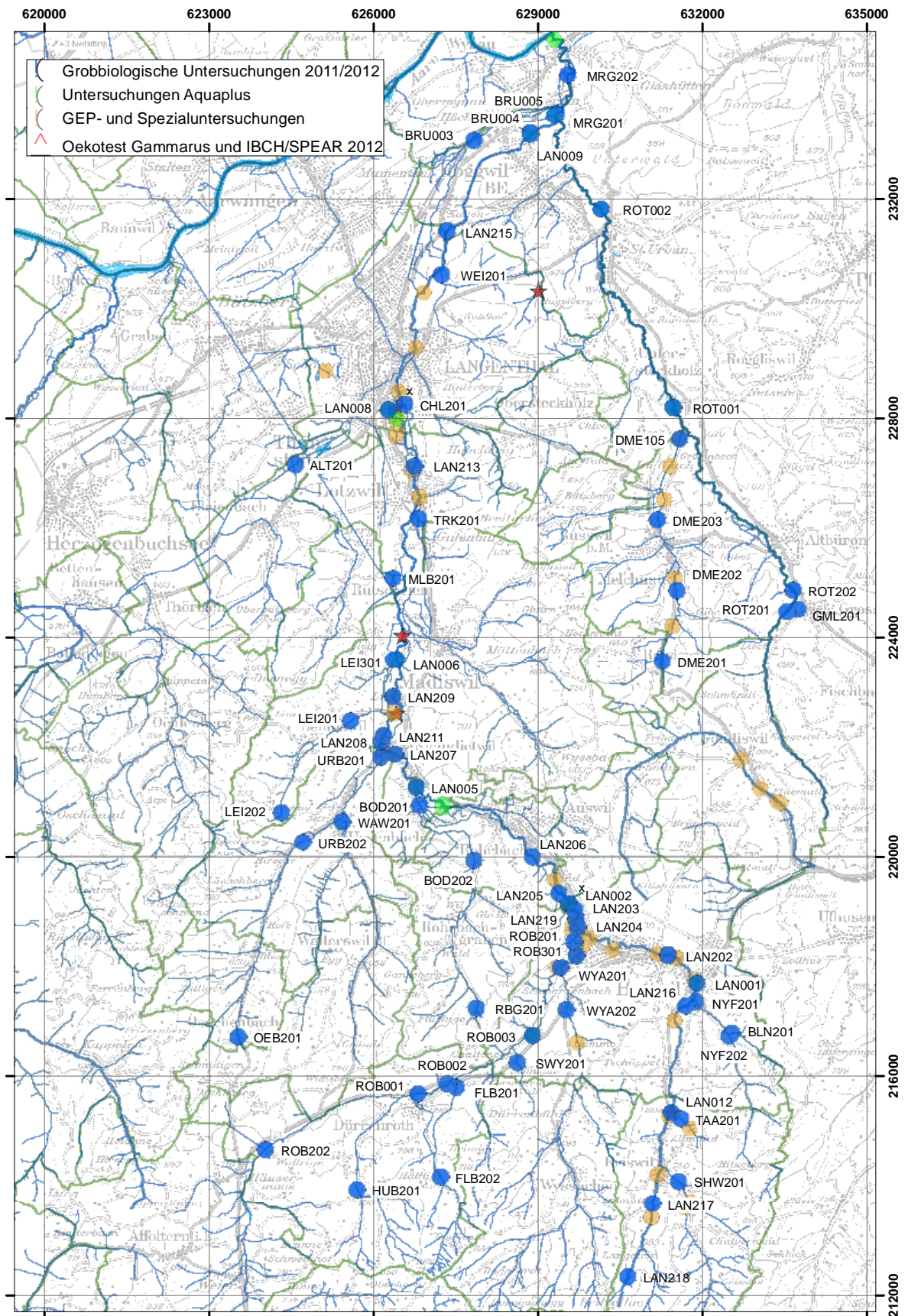
- Ecoconseil (1997)** : Evaluation de l'écotoxicité chronique des eaux de La Langete et d'effluents de stations d'épuration. Rapport d'analyses, Décembre 1997
- Fischereiinspektorat (1997)**: Biologie-Daten zur Langeten. Wasserwirbellose Fischereiinspektorat. Jan.95 / Juli95 / Febr.96 / Aug. 96 / April 97
- GBL (2009)**: Untersuchungen Deponie Wystäge. Gewässer- und Bodenschutzlabor. Rico Rysler, 20.1.2009
- GBL (2012)**: Fliessgewässer und Seen im Kanton Bern, Auswertung der Gewässerdaten 2000-2011. Amt für Wasser und Abfall, Gewässer- und Bodenschutzlabor
- Gerhardt, A. (2010)**: Literaturstudie Gammarus spp. Rückgang oder Fehlen von Bachflohkreben (Gammarus spp.) in Bächen. AquaPlus Elber Hürlimann Niederberger, Bundesgasse 6, 6300 Zug
- Gerhardt, A. (2011a)**: GamTox: A Low-Cost Multimetric Ecotoxicity Test with Gammarus spp. for In and Ex Situ Application. Hindawi Publishing corporation. International Journal of Zoology. Volume 2011, Article ID 574536, DOI:10.1155/2011/574536
- Gerhardt, A. (2011b)**: Gutachten: in situ Gammarus Test zur ökotoxikologischen Gewässerüberwachung an der Urtenen und Langete im Kanton Bern. Im Auftrag des Amtes für Wasser und Abfall des Kantons Bern, Gewässer- und Bodenschutzlabor, 3014 Bern
- Hütte, M und Niederhauser, P. (1998)**: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz. Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 27. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Kleijer, A. (2008)**: Biocides et protection du bois – liste de substances chimiques à surveiller. GWA 12/2008, S. 965-973
- Leibundgut, C. (1980)**: Wässermatten und Grundwasserspeisung, Hydrologische Folgen einer Nutzungsänderung und ihre Folgen für die Regionalplanung. Jahrbuch des Oberaargaus. Bd. 23, 1980
- Liess, M., Schäfer, R., Schriever, C. (2008)**: the footprint of pesticide stress in communities – species traits reveal community effect of toxicants. Science of the Total Environment, 406, 484-490
- Moog, O. (2002)**: Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zu autoökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Teil IV Ernährungstypen Familien/Gattungsniveau
- Remund, N. (2011)**: Substratpräferenz von Makroinvertebraten in einem Fliessgewässer, Bachelorarbeit UNR ZHAW, Wädenswil
- Sägesser, J. (2011)**: Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen in den Gewässern des Kantons Bern. Praktikumsbericht Mai 2011. Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern, GBL
- Schmidt-Posthaus, H. (2004)**: Problem Fischrückgang Langeten, Synthesebericht. Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Institut für Tierpathologie, Längsstrasse 122, Bern
- Schmidt-Posthaus, H. (2005)**: Langete 2003/2004 - Untersuchung freilebender Bachforellen – Status quo vor Inbetriebnahme der Abwasserreinigungsanlage ZALA. Zentrum für Fisch und Wildtiermedizin FIWI, Nationale Fischuntersuchungsstelle
- Sieber, R. (2011)**: Wo sind Herbizide besonders kritisch?. EAWAG News 71/November 2011
- Stucki, P. (2010)**: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Vollzug Nr. 1026
- Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, D. Tomka, I. (1992)**: Ephemeroptera. Insecta Helvetica Fauna. Schweizerische Entomologische Gesellschaft

- Umweltbehörde Hamburg (2001):** Stickstoff in Oberflächengewässern Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak. Hinweise zur Beurteilung von Auswirkungen auf das Gewässer bei der Einleitung von ammoniumhaltigem Grundwasser oder Abwasser, z.B. aus Wasserhaltungsmassnahmen.
- VOKOS (1996):** Vollzugskonzept Siedlungsentwässerung, Bericht für die ARA-Region Lotzwil. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern
- VOKOS (2005):** Sachplan Siedlungsentwässerung 2004 des Kantons Bern
- VOKOS (2010):** Sachplan Siedlungsentwässerung 2010 der Kantone Bern und Solothurn
- Von Känel, A. (1991):** Gütezustand der Langeten Frühjahr bis Herbst 1985 anhand der Biozönozen-Zusammensetzung. Gewässer und Bodenschutzlabor des Kantons Bern
- Von Känel, A. (1998):** Biologische Begutachtung von Einläufen in die Langete zwischen Wystägen und Lindenholz vom 26.2.1998. Gewässer und Bodenschutzlabor des Kantons Bern.
- Von Känel, A. (2005):** Biologische Begutachtung von Rotbach und langete zwischen Rotmatt und Lindenholz vom 14./15. Nov. 2005
- Warg, G. (1987):** Diskussionsbeitrag zu den Themen: Zulässiges Ammonium in Fließgewässern; Toxizität des Ammoniaks; Zuordnung zu Güteklassen. Korrespondenz Abwasser 34: 873-876
- Wässermatten-Stiftung (2010):** Wässermatten im Oberaargau. Faltprospekt 10-8-2010, (besucht am 13. Dezember 2011) <http://www.oberaargau.ch>
- WEA (1991):** Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern. Hydrogeologie Mittleres und Unteres Langetetal. Wasser- u. Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA).
- WEA (1991):** Hydrogeologie Mittleres und Unteres Langetetal, Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA)
- WEA (1992):** Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern. Hydrogeologie Rotbachtal und Oberes Langetetal. Wasser- u. Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA).
- Werner und Partner (1997):** Anbau für Oberflächenveredelung – Altlastenunterersuchung Drahtziegelfabrik Lotzwil, Ingenieur- und Studienbüro Werner und Partner, April 1997
- Werner und Partner (2000):** Bericht Altlastensanierung Drahtziegelfabrik Lotzwil, Ingenieur- und Studienbüro Werner und Partner, April 2000
- Werth, S., Weibel, D., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Peter, A., Scheidegger, C. (2011):** Lebensraumverbund Fliessgewässer: die Bedeutung der Vernetzung. Flussgebietsmanagement, Sonderdruck aus „Wasser Energie Luft“. 103. Jahrgang, 2011, Heft 3 und 4, CH-5401 Baden

## Internet

- BafU, Hydrologische Daten 2009-2012:** <http://www.hydrodaten.admin.ch/> (28.6.2012)
- BLW (2012):** <http://www.blw.admin.ch/themen/00011/00075/00294/> (12.1.2012)
- Spear online-Rechner:** [www.systemecology.eu](http://www.systemecology.eu) (13.6.2012)

## **Anhang A: Probestellen grobbiologische Untersuchungen November 2011 – März 2012**



**Abbildung 60:** Makrozoobenthos-Probstellen im Oberlauf der Langete und Einzugsgebiet. Beschriftet sind die Probstellen der Untersuchungen von November 2011 – Mai 2012.



**Tabelle 12:** Untersuchungsprogramm der grobbiologischen Untersuchungen von November 2011 – März 2012

CODE	Gewässer	Standort-Name	Gemeinde	X-Koord.	Y-Koord.	m.ü.M.	Probenahme mit Feldbestimmung											IBCH/SPEAR			
							22.11.2011	23.11.2011	24.11.2011	14.12.2011	12.01.2012	05.03.2012	06.03.2012	07.03.2012	21.03.2012	29.03.2012	11.04.2012	15.05.2012			
ALT201	Altache	Oberhalb Sängeliweiher Torfsee	Bleienbach	624582	227166	480										x					
BLN201	Blunnibächli	Waldmatt	Huttwil	632532	216789	690				x											
BOD202	Bodenbächli	Sossau	Rohrbach	627832	219929	594						x									
BOD201	Bodenbächli	Bodenbächli Dietwilschyne	Kleindietwil	626844	220949	565			x												
BRU003	Brunnbach	Brunnmatt	Langenthal	627833	233063	439						x									
BRU004	Brunnbach	Brunnbach-Seitenarm Mangi	Roggwil (BE)	628857	233207	425	x														
BRU005	Brunnbach	Brunnbachmündung	Roggwil (BE)	629302	233528	420	x														
CHL201	Chlybächli	vor Mündung in Langete	Langenthal	626576	228252	483			x												
DME201	Dorfbach	Reiswil	Melchnau	631268	223578	592						x									
DME203	Dorfbach	Lantal Textiles	Melchnau	631180	226154	519						x									
DME105	Dorfbach	RÜB Z129 (Stelle 5)	Melchnau	631583	227628	494						x									
DME202	Dorfbach	Bad	Melchnau	631536	224859	550						x									
FLB202	Flüebach	Böschberg	Dürrenroth	627230	214168	728						x									
FLB201	Flüebach	Hullige	Dürrenroth	627515	215802	664				x											
HUB201	Huebbach	Böschberg	Dürrenroth	625709	213941	721						x									
LAN218	Langete	Chüemoos	Eriswil	630647	212355	830									x						
LAN217	Langete	oberhalb Eriswil	Eriswil	631089	213678	760		x													
LAN012	Langete	Gemeindegrenze Eriswil/Huttwil	Eriswil	631428	215343	713							x						x	x	
LAN216	Langete	Schulhaus Nyffel	Huttwil	631701	217288	665				x											
LAN001	Langete	Uech	Huttwil	631902	217705	655		x								x					
LAN202	Langete	unterhalb Sägerei Schürch	Huttwil	631365	218214	639		x								x					
LAN203	Langete	Oberhalb Rotbachmündung	Huttwil	629722	218722	603		x													
LAN219	Langete	Häberenbad oberhalb HE	Huttwil	629698	218878	600						x				x					
LAN204	Langete	Häberenbad oben	Huttwil	629675	219031	598						x									
LAN002	Langete	Häberenbad	Huttwil	629560	219140	602		x				x				x				x	x
LAN205	Langete	unterhalb Deponie Fäilimoos	Huttwil	629384	219332	595		x													
LAN206	Langete	Oberi Allmänd	Rohrbach	628903	219992	586						x									
LAN005	Langete	Fennermatte	Kleindietwil	626788	221277	559		x													
LAN207	Langete	oberhalb Wystäge	Kleindietwil	626396	221877	552						x					x				
LAN208	Langete	unterhalb Wystäge	Leimiswil	626147	222116	552			x			x				x					
LAN211	Langete	Wystäge-Golihof	Leimiswil	626193	222217	547						x									
LAN014	Langete	Lindenholz	Madiswil	626421	222620	543													x		x





## **Anhang B: Taxaliste und Protokolle der IBCH-/SPEAR-Untersuchungen 2012**



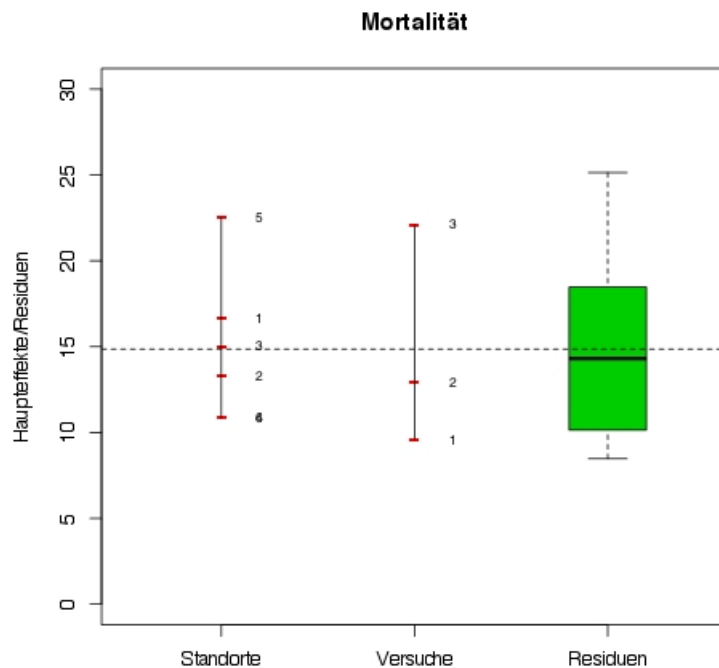
## **Anhang C: Statistische Berechnungen des Ökoteests mit *Gammarus***

### Unterschiede der Mortalitäten am Ende des Versuchs:

- Ein signifikanter Unterschied zwischen den Mortalitätsraten an den Standorten ergibt sich nur in Versuch A am Standort Langenthal.
- Die Sterberate erhöht sich von Versuch zu Versuch kontinuierlich und signifikant (Tabelle 13).

**Tabelle 13:** Ergebnisse der Varianzanalysen und der t-Teste zum Vergleich der Mortalitätsraten an den Standorten und während den Versuchen. Vergleiche mit deklariertem Signifikanzniveau sind signifikant.

Unterschiede zwischen den <u>Standorten</u>	t-Wert	F-Wert	P-Wert	Signif.-niveau	Signifi-kanz
Versuch A (ANOVA)		7.09	0.0008	0.001	ja
LAN012 : LAN010 (t-Test)	-2.95		0.025	0.05	ja
LAN002 : LAN010 (t-Test)	-2.95		0.025	0.05	ja
LAN014 : LAN010 (t-Test)	-2.78		0.044	0.05	ja
LAN013 : LAN010 (t-Test)	-5.74		0.010	0.05	ja
SND001 : LAN010 (t-Test)	-4.63		0.007	0.05	ja
Versuch B (ANOVA)		1.36	0.28	0.05	nein
Versuch C (ANOVA)		0.47	0.80	0.05	nein
alle Versuche (ANOVA)		1.44	0.29	0.05	nein
Unterschiede zwischen den <u>Versuchen</u>					
alle Versuche (ANOVA)		6.26	0.017	0.05	ja
Versuch B : Versuch A (t-Test)	-0.85		0.433	0.05	nein
Versuch C : Versuch A (t-Test)	-3.23		0.023	0.05	ja
Versuch C : Versuch B (t-Test)	-2.92		0.033	0.05	ja



**Abbildung 61:** Side-by-side Plot der Sterberaten an den Standorten und in den Versuchen A-C. Standorte: siehe Die Sterberate erhöht sich von Versuch zu Versuch kontinuierlich und signifikant (siehe Tabelle 13).

### Unterschiede der Frassaktivitäten:

- Die Unterschiede der Frassaktivitäten an den Standorten der Langete sind knapp ( $P=0.05$ ) nicht signifikant.
- Die Frassaktivität am Referenzstandort Weier-Ischlag sind signifikant verschieden zum Frass in der Langete.
- Zwischen den Wochen und den Versuchen bestehen in der Frassaktivität signifikante Unterschiede.

**Tabelle 14:** Ergebnisse der Varianzanalyse zum Vergleich der Frassaktivitäten zwischen den Standorten, Versuchen und Wochen.

Vergleichender Faktor	F-Wert	P-Wert	Signif.-niveau	Signifikanz
Standort (ANOVA)	2.39	0.0527	0.05	nein
Versuch (ANOVA)	19.21	3.08E-08	0.001	ja
Wochen (ANOVA)	17.73	4.75E-10	0.001	ja

### Einfluss des Detritusgehalts auf die Frassaktivität:

- Die Frassaktivitäten in den feinmaschigen Boxen der Langete sind nicht signifikant verschieden zu der Frassaktivität im Sandbächli (Weier-Ischlag) (Tabelle 15).
- Die Differenz der Frassaktivität zwischen grob- und feinmaschigen Boxen ist an allen Standorten in der Langete signifikant höher als am Standort Weier-Ischlag (Sandbächli) (Tabelle 16).
- Die Unterschiede der Frassaktivität zwischen den Wochen sind statistisch signifikant (Messintervalle>Residuen in Abbildung 62, )
- Die Frassaktivität in den grobmaschigen Boxen sind am Referenzstandort Weier-Ischlag signifikant höher als an den Standorten in der Langete (Tabelle 17 und Abbildung 63, Standort 6).

**Tabelle 15:** Varianzanalyse der Frassaktivität in den feinmaschigen Boxen (0.25 mm).

Vergleichender Faktor feinmaschige Boxen	F-Wert	P-Wert	Signif.-niveau	Signifikanz
Standort (ANOVA)	2.61	0.069	0.05	nein
Wochen (ANOVA)	22.29	8.794E-06	0.001	ja

**Tabelle 16:** Statistische Berechnung des Einflusses der Maschenweite der Boxen auf das Frassverhalten mit Hilfe der gemittelten Differenz:

Code	Standort	x <sub>1</sub>	x <sub>2</sub>	$(x_1-x_2)/(x_1+x_2)/2$
LAN012	(1) Eriswil	11.26	3.54	1.04
LAN002	(2) Häberenbad	6.50	0.68	1.62
LAN014	(3) Lindenholtz	23.78	0.83	1.87
LAN013	(4) Madiswil	22.75	1.33	1.78
LAN010	(5) Langenthal	13.08	2.67	1.32
SND001	(6) Weier-Ischlag	25.51	25.17	0.01
LAN012	(1) Eriswil	20.28	11.16	0.58
LAN002	(2) Häberenbad	34.35	1.75	1.81
LAN014	(3) Lindenholtz	28.96	13.36	0.74
LAN013	(4) Madiswil	28.59	10.98	0.89
LAN010	(5) Langenthal	46.06	3.82	1.69
SND001	(6) Weier-Ischlag	52.23	32.50	0.47
LAN012	(1) Eriswil	56.74	13.92	1.21
LAN002	(2) Häberenbad	56.41	0.92	1.94
LAN014	(3) Lindenholtz	32.19	3.68	1.59
LAN013	(4) Madiswil	55.22	6.00	1.61
LAN010	(5) Langenthal	67.72	8.82	1.54
SND001	(6) Weier-Ischlag	71.00	69.10	0.03
LAN012	(1) Eriswil	29.70	17.00	0.54
LAN002	(2) Häberenbad	76.58	11.36	1.48
LAN014	(3) Lindenholtz	72.49	16.56	1.26
LAN013	(4) Madiswil	79.77	8.34	1.62
LAN010	(5) Langenthal	67.08	25.43	0.90
SND001	(6) Weier-Ischlag	82.42	70.42	0.16

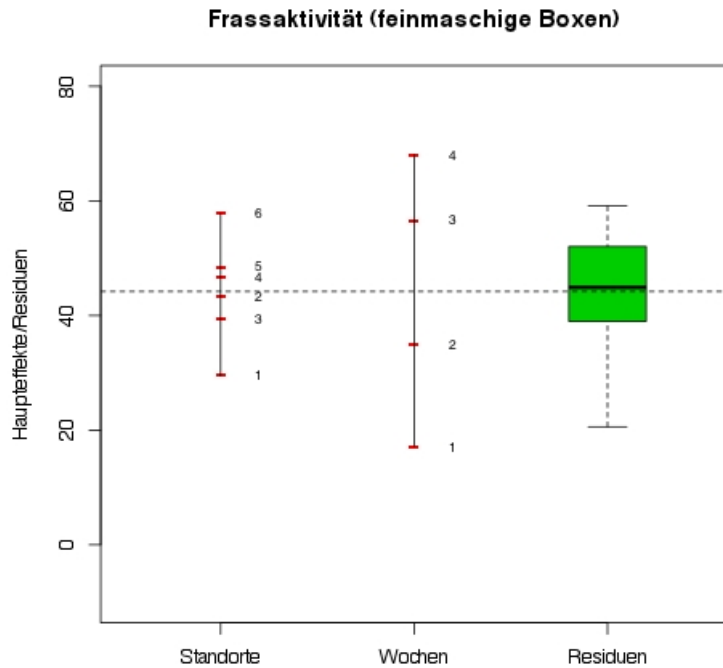
P-Wert < 0.000001

Minimalwert Standorte Langete

Maximalwert Standorte Langete

x<sub>1</sub>: Frassaktivität der Box mit 0.25 mm Netz

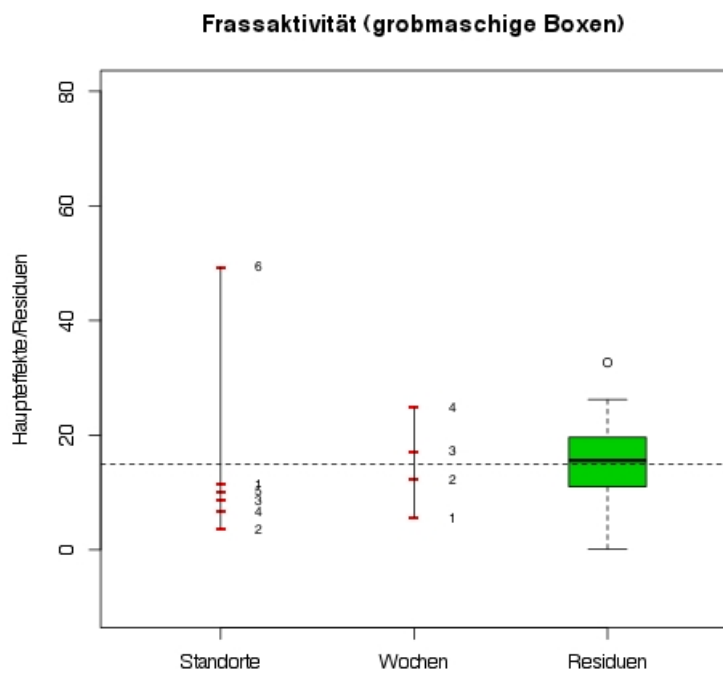
x<sub>2</sub>: Mittlere Frassaktivität der Boxen mit 0.50-1.00 mm Netz



**Abbildung 62:** Side-by-side Plot der Frassaktivität in den feinmaschigen (0.25 mm) Boxen (Versuch C). Standorte: siehe Tabelle 16, Messintervalle: Wochen

**Tabelle 17:** Varianzanalyse der Frassaktivität in den grobmaschigen Boxen (0.5-1.0 mm).

Vergleichender Faktor grobmaschige Boxen	F-Wert	P-Wert	Signif.-niveau	Signifikanz
Standort (ANOVA)	13.79	3.691E-05	0.001	ja
Wochen (ANOVA)	4.64	0.01732	0.05	ja



**Abbildung 63:** Side-by-side Plot der Frassaktivität in den grobmaschigen (0.50-1.00 mm) Boxen (Versuch C). Standorte: siehe Tabelle 16, Messintervalle = Wochen



## **Anhang D: Temperaturverlauf der Langete in den vergangenen Jahren**

**Anhang E: Notizen und Sitzungsprotokolle**



