



Arbeitsbericht | 11

Populationsökologische Untersuchung zum Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) in zwei FFH-Gebieten auf der Montabaurer Höhe, Westerwaldkreis, Rheinland-Pfalz

Dezember 2013



Anna Hannappel | Philipp Schiefenhövel

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	2
1. Einleitung.....	3
1.1. Verbreitung des Feuersalamander (<i>Salamandra salamandra</i>).....	3
1.2. Der ausgewachsene Feuersalamander	4
1.3. Die Larven.....	4
1.4. Schutzstatus und Gefährdung	6
1.5. Zielsetzung der Arbeit	6
2. Untersuchungsgebiet Montabaurer Höhe	7
3. Material und Methoden.....	8
3.1. Voruntersuchungen und Untersuchungsflächen	8
3.2. Untersuchungszeitraum	10
3.3. Fang der Larven	10
3.4. Aufnahme und Erfassung der Bach- und der Umgebungsparameter	11
4. Ergebnisse	12
4.1. Phänologie der Larvenanzahl und Larvendichte	12
4.2. Larvallebensraum: Analyse der Bachparameter	15
4.3. Landlebensraum: Analyse der Umgebungsparameter.....	15
5. Diskussion.....	19
5.1. Phänologie der Larvenanzahl und Larvendichte	19
5.2. Haupteinflusskriterien des Larvallebensraums	19
5.3. Haupteinflusskriterien des Landlebensraums.....	20
5.4. Empfehlungen für die forstliche Bewirtschaftung im Landlebensraum	21
Literatur.....	22

Zusammenfassung

In fünf Bachsystemen wurde der Bestand des Feuersalamanders auf der Montabaurer Höhe im Westerwaldkreis im Rahmen einer Bachelorarbeit von April bis Juli 2013 untersucht. Entlang von standardisierten 10 m-Transekten wurde in regelmäßigen Abständen die Larvenmenge in den entsprechenden Bachabschnitten erfasst und vermessen. Abschließend zu den Untersuchungen wurden 13 unterschiedliche Habitatparameter direkt im und am Bach sowie sechs Umgebungsparameter in unmittelbarer Nähe zu den Untersuchungsflächen erfasst. Die ermittelte Larvenmenge wurde als Larvendichte (Individuen pro m³) angegeben. Sie errechnet sich aus der jeweiligen Larvenanzahl in Bezug auf das untersuchte Bachvolumen entlang des jeweiligen 10 m-Bachabschnittes (mittlere Bachtiefe x mittlere Bachbreite x 10 m).

Insgesamt wurden 1761 Larven des Feuersalamanders in 21 von den 30 untersuchten Bächen erfasst, welche vorwiegend von Ende April bis Mitte Mai, mit einem Maximalwert von 347 Individuen im Durchgang vom 6. bis 10. Mai 2013, abgelegt wurden. Starke Regenfälle Mitte Mai führten zu einer starken Reduktion der Larvenmenge auf 77 Individuen (Summe aller Larven in 30 Untersuchungsflächen pro Durchgang), welche bis Mitte Juni wieder ein wenig zunahm und es im Juli schließlich nur noch zu geringeren Larvenablagen kam. Von April bis Mai befanden sich die meisten erfassten Larven (n=359) mit einer durchschnittlichen Größe von 24-35 mm im Larval-Stadium 1, welches im Juni kontinuierlich abnahm und im Juli nur noch eine Anzahl von 28 Individuen auftraten. Hingegen nahm die Anzahl der Larven im Stadium 2 mit 36-45 mm von April (mit 84 Exemplaren) bis Juni mit einer Höchstzahl von 180 Individuen zu und sank im Juli wieder ab. Larven im Stadium 3, die sich mit einer Größe von 46-58 mm kurz vor der Metamorphose befinden, traten bereits im April in Form von zwei Herbstlarven auf. Eine Zunahme derer ließ sich ebenfalls von April bis Juli mit 26 Individuen erkennen.

Die höchste erfasste Larvenmenge innerhalb eines der Untersuchungsgewässer während des gesamten Untersuchungszeitraumes betrug 502 Larven. Permanente Wasserführung, die Bachtiefe, die Anzahl an Beutetieren stellten einen positiven signifikanten Einfluss auf das Vorhandensein der Larven in 21 Bächen der insgesamt 30 untersuchten Bachabschnitte dar. Der Anteil an Nadelstreu hingegen hatte einen negativen Einfluss auf das Vorhandensein der Larven. Versteckmöglichkeiten für die ausgewachsenen Salamander und die Menge an Totholz im umliegenden Habitat wirkten sich positiv auf die Larvendichte aus. Insgesamt deutet diese Untersuchung auf ein derzeit weit verbreitetes Vorkommen des Feuersalamanders in diesem Gebiet hin. Zur Abschätzung und Erhalt des zukünftigen Feuersalamanderbestandes wurden die anthropogenen Einflüsse der forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung sowie die Wassernutzung der Montabaurer Höhe als überregional bedeutendes Trinkwasserschutzgebiet bewertet und diskutiert.

Empfehlungen für die forstliche Bewirtschaftung zur Verbesserung bzw zum Erhalt eines hohen Bestandes des Feuersalamanders als Indikatorart für artenreichen Mittelgebirgsbäche werden gegeben.

1. Einleitung

1.1. Verbreitung des Feuersalamander (*Salamandra salamandra*)

Der Feuersalamander ist im mittleren Europa bis Nordafrika, im mittlerem Osten, Kleinasien und auf der iberischen Halbinsel sowie in Nord-, Zentral-, Südamerika weit verbreitet (Reinhardt et al. 2013, Thiesmeier 2004). Je nach Region weist der Feuersalamander eine unterschiedliche Ausprägung seines Musters auf (Böhme et al. 2013). Weltweit geht man von insgesamt 14 Unterarten aus (Thiesmeier 1992). In Deutschland hat nach der letzten Eiszeit eine Wiederbesiedlung von zwei verschiedenen Linien, einer östlichen und einer westlichen Linie stattgefunden (Caspers et al. 2009). In den Werken von Kühnel et al. (2009) und Thiesmeier (1992) werden diese zwei Unterarten in Deutschland als *Salamandra salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758), die gefleckte, östlich verbreitete Nominatform, und *Salamandra salamandra terrestris* (Lacépède, 1788), die gebänderte, westlich verbreitete Form, bezeichnet (siehe Abb. 1). Abgesehen vom Norden und dem Nordosten welche bisher fundfrei sind, ist der Feuersalamander in allen restlichen Regionen Deutschlands weit verbreitet und nirgends selten (Abb. 1). In Rheinland-Pfalz kommt der Feuersalamander in den Mittelgebirgen und in den Seiten- und Haupttäler der größeren Flüsse, wie Rhein, Mosel, Lahn und Sieg vermehrt vor. Im Neuwieder bzw. Koblenzer Becken sowie in der Nördlichen Oberrheinebene fehlt der Feuersalamander auf Grund geeigneter Habitatstrukturen (Abb. 2). Der Feuersalamander ist eine Charakterart der waldreichen Mittelgebirgslagen, in denen er meist in Höhen von 200-700 m vorkommt (Thiesmeier 1992, 2004). In den höheren Regionen des Alpenvorlandes wird der Feuersalamander vom Alpensalamander (*Salamandra atra*) abgelöst und in den Niederungen und Senken der Norddeutschen Tiefebene ist er nur vereinzelt anzutreffen (Abb 1.).

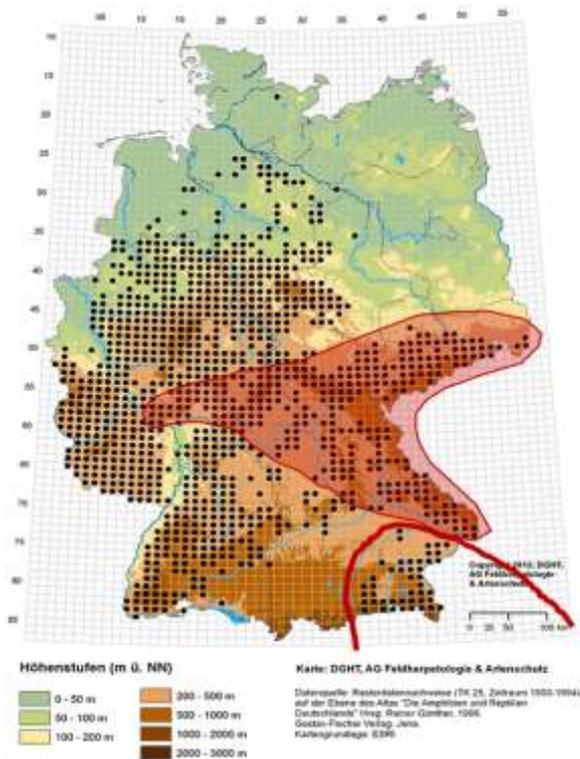


Abb. 1: Verbreitung des Feuersalamanders in Deutschland. Der rot markierte Bereich kennzeichnet die Überschneidungszone der beiden Unterarten. Die rote Linie im Südosten Deutschlands grenzt das Areal des gefleckten Feuersalamanders (*S. s. terrestris*) vom gebänderten Feuersalamander (*S. s. salamandra*) ab. Verändert nach Günther 1996¹

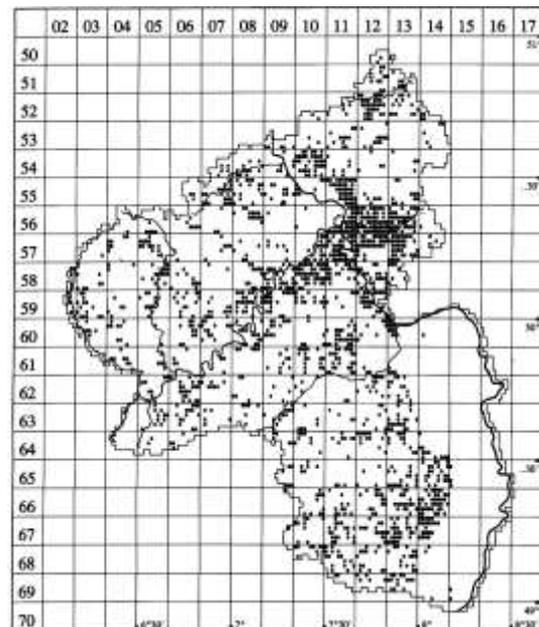


Abb. 2: Verbreitung des Feuersalamanders in Rheinland-Pfalz (Stand 1994). Verändert nach Veith (1996)

¹ <http://www.feldherpetologie.de/001-agseite-live-osrhgrsn/wp-content/uploaded-media-stuff/2013/03/verbreitungskarte-feuersalamander-salamandra-salamandra.png> [Stand: August 2013]

1.2. Der ausgewachsene Feuersalamander

Das gelb-schwarze bis teilweise rötlich gebänderte Flecken- und Streifenmuster der ausgewachsenen Salamander ist unverwechselbar (Thiesmeier 1988, 2004). Der Feuersalamander bevorzugt kühlere und schattigere Lebensräume in Laub- und Mischwäldern von Mittelgebirgslagen mit den dafür charakteristischen Waldbächen (Straka 1990). Der Feuersalamander weist einen biphasischen Lebenszyklus auf. So sind die Larven in ihrer Entwicklungsphase strikt ans Wasser angewiesen, wohingegen die ausgewachsenen Feuersalamander abgesehen zum Zeitraum der Larvenablage vor allem im terrestrischen Habitat anzutreffen sind (Steinfartz et al. 2007). Er ist am häufigsten an regnerischen Tagen und in der Nacht aktiv (Segev et al. 2011). Totholzstämme, Falllaub, Felspalten und kleine Erdhöhlen dienen ihm als Versteckmöglichkeiten (Gutleb et al. 1999). Das ausgewachsene Tier kann im Durchschnitt eine Größe von 140-170 mm erreichen (Thiesmeier 2004). Das Gewicht der männlichen Tiere beträgt um die 20 g und das der schwangeren Weibchen bis zu 50 g (Thiesmeier 2004). Die Lebenserwartung beträgt ca. 20 Jahre (Thiesmeier 1992, 2004) wobei diese in Gefangenschaft auch bis zu 50 Jahre betragen kann. In Mittel-Europa liegt die Paarungszeit der Feuersalamander in den Sommermonaten von Juni-August (Thiesmeier 1992, 2004). Den Winter überdauern sie in Winterstarre in Erdhöhlen, Kellergemäuern und alten Bergwerkstollen (Manenti & Ficetola 2013). Je nach Witterung verlassen die Salamander im März bis April ihr Winterquartier wieder und die Weibchen legen die 20-30 bereits im Herbst befruchteten und nun fertig entwickelten Larven im Gewässer ab. Der Feuersalamander ist damit der einzige heimische Schwanzlurch, welcher seinen Nachwuchs vivipar, das heißt voll entwickelt lebend gebärt (Warburg et al. 1979). Man geht davon aus, dass die Weibchen in ihrem Leben ca. 400 Larven ablegen (Degani 1993). Aufgrund der Tatsache, dass die ausgewachsenen Tiere strikt nachtaktiv sind, erfolgt die Larvenablage ebenfalls in der Nacht. Sowohl die Laichplatztreue von Feuersalamanderweibchen als auch deren Wanderungstrecken werden in der Literatur kontrovers diskutiert. So können Wiederfunde von Feuersalamandern Rückschlüsse auf eine Laichplatztreue am entsprechenden Bachabschnitt geben (Thiesmeier 2004), andererseits ist jedoch auch eine Bevorzugung des Habitats auf Grund der günstigen Lebensraumbedingungen möglich. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von Thiesmeier (2004), in denen die Winterquartiere der ausgewachsenen Tiere in unmittelbarer Nähe oder in Entfernungen von 100-150 m zu den Sommerquartieren lagen, weisen Schmidt et al. (2007) in ihrer Studie im Elhauser Wald auf ein wesentlich größeres Territorialgebiet der Feuersalamander hin. Fang- und Wiederfangmethoden ergaben, dass 50% der markierten Tiere das Areal von 494 m² verließen und pro Tier von einer Wanderstrecke von 52-117m pro Jahreszeit ausgegangen werden kann. Der Feuersalamander weist sowohl im Larval-Stadium als auch als Adulttier eine carnivore Lebensweise auf (Davic et al. 2004). Er ernährt sich von solchen Tieren, welche auf dem Waldboden aufzufinden sind. Dazu zählen unter anderem kleinere Insekten (*Insecta*), Spinnentieren (*Arachnida*), Asseln (*Isopoda*), aber auch Nacktschnecken (*Gastropoda*) (Grossenbacher & Thiesmeier 2003). Die grellen Warnfarben des Feuersalamanders weisen auf seine giftige drüsenreiche Haut hin. Aufgrund der hohen Toxizität hat er daher kaum natürliche Fressfeinde (Davic et al. 2004, Thiesmeier 2004).

1.3. Die Larven

Die Larven des Feuersalamanders haben einen runden und breiten Kopf, einen im Vergleich zu anderen heimischen Schwanzlurchen runden Schwanz und externe Büschelkiemen (Eiselt 1966). Die charakteristischen gelben Flecken, an der Basis der vier Extremitäten stellen das Hauptunterscheidungsmerkmal zu anderen Amphibienlarven dar und ermöglichen eine sichere Bestimmung (siehe Abb. 3).

Abb. 3: Bild A: kannibalistische Feuersalamanderlarven in unterschiedlichen Entwicklungsstadien. Bild B: Herbstlarve kurz vor der Metamorphose. Bild C: Larve mit charakteristischen externen Büschelkiemen und gelben Extremitätenbasen (Fotos: Lena Hannappel & Philipp Schiefenhövel)

Die Larven sind im Oktober soweit entwickelt, dass in Ländern mit milderen Temperaturen eine Larvenablage bereits im Herbst erfolgt (Rebelo & Leclair 2003). In Deutschland liegt die Hauptlaichzeit Mitte März bis Mai (Thiesmeier 1992, 2004). Durch lange Winter und kalte Frühlingsmonate kann sich die Ablage der Larven bis in den Juli erstrecken (Baumgartner et al. 1999). Starke Regenfälle im Herbst, die damit verbundenen hochwassergefährdeten Bäche und die strengen Winter sorgen für hohe Mortalitätsraten während dieses Zeitraums. Für im November abgelegte Larven liegt sie bei über 70% (Degani 1993). Laut Thiesmeier (1988) liegt die Mortalität der Larven durch die Hochwasserverdriftungen sogar bei 90%. Für die Larvenablage werden hauptsächlich kühle Waldbäche und Quellen aufgesucht (Krause et al. 2011). Am häufigsten werden Bäche erster Ordnung oberhalb der Forellenregion zur Larvenablage genutzt (Reinhardt et al. 2013). Die Anwesenheit von Fischen, wie Groppe, Bach- und Regenbogenforelle als wichtigste Prädatoren der Feuersalamanderlarven ist ein entscheidendes Ausschlusskriterium für das Vorhandensein der Larven (Manenti et al. 2009). Die Besiedelung von kühlen Waldtümpeln ist möglich (Steinfartz et al. 2007). Manchmal kommen Larven von Berg- (*Ichthyosaura alpestris*) oder Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) in selben Gewässern vor (Malkmus 1995), die allerdings aufgrund ihrer späteren Entwicklung von den größeren Feuersalamanderlarven oft gefressen werden (Segev & Blaustein 2007). Die Entwicklung der Larven lässt sich in drei Stadien unterteilen: Das erste Stadium umfasst die Neugeborenen mit einer Größe von 24-35 mm, ins zweite Stadium sind Larven von 36-45 mm zusammengefasst und das dritte Stadium weist Larven von 46-58 mm auf (Baumgartner et al. 1999, Thiesmeier 2004).

Abhängig von Nahrungsangebot und Wassertemperatur findet die Metamorphose zum ausgewachsenen Tier (Rückbildung der Büschelkiemen, Entwicklung der dorsalen Zeichnung) nach etwa vier Monaten statt (Krause et al. 2011). Juvenile aus dauerhaft wasserführenden Habitaten sind auf Grund einer zeitlich früheren und schnelleren Metamorphose größer und schwerer als solche aus temporären aquatischen Habitaten (Rebelo & Leclair 2003). Je nach Biotop und jahreszeitlichen Bedingungen ernähren sich die Larven von Bachflohkrebsen (*Gammarus fossarum*), Steinfliegen (*Plecoptera*) und Plankton (Manenti et al. 2011). Die Libellenlarven der beiden Quelljungfern (*Cordulegaster bidentata*) und (*Cordulegaster boltonii*) fallen abhängig von der Größe der Feuersalamanderlarven bei Nahrungsmangel ins Beuteschema. Ab einer Größe von 60 mm sind sie jedoch selbst eine potentielle Gefahr für die Feuersalamanderlarven (Liebelt et al. 2011). Besteht Nahrungsmangel kann Kannibalismus auftreten (Eitam et al. 2005 - siehe Abb. 3,A). Im Gegensatz zum ausgewachsenen Salamander, weisen die Larven keinen Schutzmechanismus durch toxische Hautsekrete auf. Fische, Flusskrebse, Wasserramseln, Schwarzstörche sind die Hauptfressfeinde der Feuersalamanderlarven. Martin et al. (2012) berichten von einem Prädatoren-Vermeidungsverhalten, bei dem die Larven Steine mittlerer Substratgröße als Verstecke nutzen, die für die größeren Prädatoren unzugänglich sind.

1.4. Schutzstatus und Gefährdung

Obwohl nach der Roten Liste der Lurche (Amphibia) Deutschlands von Kühnel et al. (2009) in der gesamten Bundesrepublik von einer mäßigen Abnahme des Feuersalamanders auszugehen ist, gilt der Feuersalamander als weit verbreitet. Diese Angaben basieren auf geschätzten Häufigkeiten und regionalen Erfassungsdaten. Untersuchungen in den Jahren von 1986 bis 1998 von Schlüpmann & Geiger (1999) in Nordrhein-Westfalen haben ergeben, dass das regionale Vorkommen des Feuersalamanders teilweise großen Veränderungen unterliegt. Der Schutzstatus wird in Nordrhein-Westfalen daher als ungefährdet eingestuft; in Hessen dagegen gilt er als stark gefährdet. In Rheinland-Pfalz (und somit auch theoretisch auf der Montabaurer Höhe) und in ganz Deutschland steht er auf der Vorwarnliste (Schlüpmann & Geiger 1999, Thiesmeier 2004). Die zunehmende Versauerung, Entwässerungsmaßnahmen und die damit einhergehende Austrocknung von Laichgewässern, forstwirtschaftliche Monotonisierung und Zerschneidungen der Landschaften sind die wichtigsten Gefährdungsfaktoren für Amphibien- bzw. Feuersalamandergewässer (Boone et al. 2003, Schlüpmann & Geiger 1999, Thiesmeier & Kordges 1990, Abb. 4).



Abb. 4: Bild A: Stark vermüllter Bachabschnitt nahe einer Siedlung. Bild B: Wasserfassung auf der Montabaurer Höhe Fotos: Anna Hannappel

1.5. Zielsetzung der Arbeit

Die Montabaurer Höhe bietet aufgrund ihrer unterschiedlichen Waldstruktur und der Ausbildung verschiedener ökologischer Nischen einen Lebensraum für zahlreiche Lebewesen, wie auch den Feuersalamander, der als Charakterart für naturnahe Wald- und Wasserhabitats steht (Davic et al. 2004). Zudem stellt der bewaldete Höhenrücken im Westerwald ein beliebtes Ziel für Wandertouristen dar und spielt eine wichtige Rolle für die Wasserversorgung der angrenzenden Gemeinden, sowie für die Forstwirtschaft, die den Wald der Montabaurer Höhe naturnah bewirtschaftet. Populationsökologische Untersuchungen im Hinblick des Bestandes von Feuersalamanderlarven auf der Montabaurer Höhe, wurden bisher noch nicht durchgeführt. In welcher Dichte die Larven des Feuersalamanders vertreten sind und inwiefern sich anthropogene Einflüsse auf den regionalen Bestand des Feuersalamanders auswirken, bzw. welche abiotischen und biotischen Faktoren diesen beeinflussen, soll in dieser Arbeit untersucht werden.

Zudem stellt sie sich folgenden Fragestellungen:

Welche Parameter im Bach und in der Umgebung haben einen wesentlichen Einfluss auf das Vorkommen von Feuersalamanderlarven?

Welche Parameter im Bach und in der Umgebung wirken sich auf die Larvendichte aus?

Können aus den Ergebnissen Empfehlungen für die forstliche Bewirtschaftung und für andere anthropogene Nutzungen, wie Tourismus und Wassernutzung abgeleitet werden?

2. Untersuchungsgebiet Montabaurer Höhe

Das Untersuchungsgebiet der Montabaurer Höhe westlich der namensgebenden Stadt Montabaur gelegen, ist ein zusammenhängendes großteils geschlossenes Waldgebiet, welches sich auf einen 10 - 15 km langen, devonisch gebildetem Höhenrücken in einer Höhe von 320 bis 545m über NHN erstreckt (Ferdinand & Braun 1991, Killmann et al. 2012, Sabel & Fischer 1985). Als weitere umrahmende Orte im Osten sind Nieder- und Oberelbert, im Süden Welschneudorf, Arzbach, Kadenbach und Neuhäusel, im Westen Hillscheid und Höhr-Grenzhausen, sowie im Norden Ransbach-Baumbach zu nennen. Die Montabaurer Höhe liegt inmitten des Unteren Westerwald im südwestlichen Teil des Westerwaldkreises im Bundesland Rheinland-Pfalz. Sie befindet sich nördlich von der Lahnmündung und grenzt im Norden an die Tonabbaumulden Ransbacher Senke und im Osten an die Montabaurer Senke. Im Norden von den beiden Bundesautobahnen A3 und A48 begrenzt, wird das Waldgebiet von einer Straße der B 49 durchkreuzt, welches das Gebiet in eine nördliche und südliche Hälfte teilt. Die Alarmstange ist mit einer Höhe von 545 m über NN die höchste Erhebung der Montabaurer Höhe und zugleich des gesamten Niederwesterwaldes sowie des Naturparks Nassau. Die Kernzone des Untersuchungsgebiets umfasst eine Fläche von rund 66 km². Mit den angrenzenden Wäldern erreicht die Montabaurer Höhe eine Fläche von über 98 km², in der sich zwei FFH-Gebiete, gemäß der Natura 2000 Richtlinie befinden. Das „Brexbach- und Saynbachtal“ (FFH-5511-301) umfasst eine Fläche von 2.014 ha², in dem hauptsächlich steil eingeschnittene naturnahe Bachtäler, bedingt durch Hangwälder und Felsen, vorzufinden sind. Das FFH-Gebiet „Montabaurer Höhe“ (FFH-5512-301) umfasst eine Größe von 2811 ha und ist neben weniger kleiner Glatthaferwaldwiesen vor allem durch Rotbuchen-Eichenmischwälder sowie Fichtenforsten gekennzeichnet.

Mit 22 Wasserhochbehältern³ und 58 Wasserfassungen insgesamt, ist die Montabaurer Höhe ein großes Wassereinzugsgebiet und zählt damit zu einer der bedeutendsten Gebiete für die Trinkwasserversorgung⁴ (jährlich um die 3,2 Mio. Kubikmeter Wasser) im Norden von Rheinland-Pfalz, von dem hauptsächlich die vier angrenzenden Verbandsgemeinden profitieren.

Der Boden der Montabaurer Höhe besteht zum größten Teil aus basenarmen und oligotrophen Braunerden mit Staunässecharakter und unterschiedlichen Anteilen aus Bimstuff und Lößlehm (Sabel & Fischer 1985). Auf den Höhenlagen besteht aufgrund vorherrschender nördlicher und westlicher Windströmungen ein ozeanisch, feucht kühles Klima, in den tieferen Lagen dagegen fällt es kontinentaler aus. Durch hohe Niederschlagsmengen (im Mittel 11 Regentage pro Monat) von bis zu 1000 mm pro Jahr ist die Westseite sehr feucht und fungiert daher als Quellgebiet zahlreicher Bäche. Gleichmäßigere Niederschläge ereignen sich an der Ostseite mit 850 mm, wobei der Februar am trockensten ausfällt und sich im Juni die meisten Niederschläge ereignen. Die Jahresdurchschnittstemperatur in Montabaur beträgt 9 °C. Die Temperaturen in den Untersuchungsmonaten April-Juli erstrecken sich von 4-23°C (siehe Abb. 5).

In den tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes dominieren Buchen-/ und Eichenwaldgesellschaften (Killmann et al. 2012). In den höheren Lagen wurde seit dem 19. Jahrhundert großflächig die Fichte als Forstbaum angepflanzt (Ferdinand & Braun 1997). Diese Fichtenmonokulturen besonders auf den Kuppenlagen konnten den starken Sturmereignissen aus jüngster Zeit nicht standhalten, was zu großen Windwurfflächen auf der Montabaurer Höhe geführt hat.

² Diese Daten sind dem Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz (LANIS) entnommen: http://map1.naturschutz.rlp.de/mapserver_lanis/ [Stand: Juli 2013]

³ Daten entnommen aus der topographischen Karte Naturpark Nassau und der Homepage der SGD Nord

⁴ <http://www.sgd nord.rlp.de/aufgaben/wasserwirtschaft/neue-wasserschutzgebiete/regionalstelle-montabaur/wasserschutzgebiet-montabaurer-hoehel/> [Stand: 22. Juli 2013]

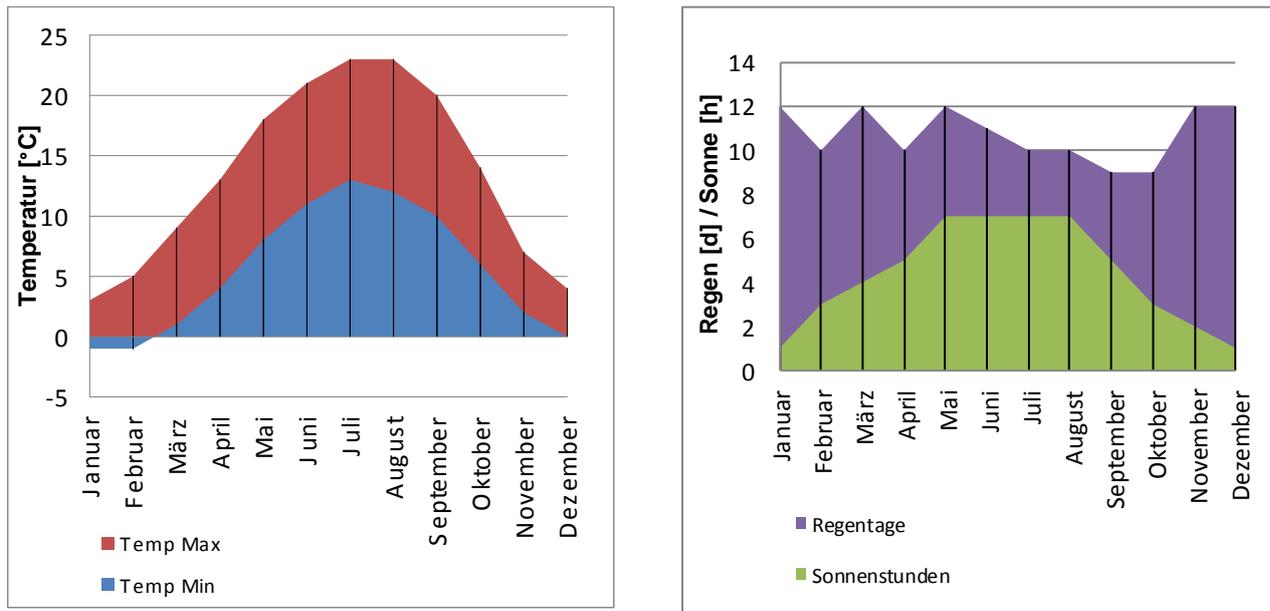


Abb. 5: Übersicht der mittleren Temperaturen (minimal und maximal) pro Monat, sowie der mittleren Regentage und Sonnenstunden in Montabaur im Jahr 2011. Verändert nach den Klimadaten Montabaur der Homepage [urlaub planen](http://www.urlaubplanen.org)⁵

3. Material und Methoden

3.1. Voruntersuchungen und Untersuchungsflächen

Um möglichst ein gleichmäßig abgedecktes Untersuchungsgebiet auf der Montabaurer Höhe zu erhalten, wurden im Vorfeld dieser Arbeit insgesamt 30 Bachabschnitte erster Ordnung rund um die Erhöhung des Köppels ausgewählt. Die Quellgebiete der fünf untersuchten Bachsysteme liegen im Zentrum der Montabaurer Höhe. Der *Biebrichsbach* entspringt zwischen den beiden höchsten Gipfeln „Alarmstange“ und „Lippersberg“ und mündet in den *Aubach*, innerhalb der Stadt Montabaur. Der *Masselbach* entwässert nach Norden zur Stadt Ransbach-Baumbach. *Vorderster-* und *Hintersterbach* fließen nach Westen und münden dort in den *Brexbach*, der nach Höhr-Grenzhausen abfließt. Die Seitenarme *Wolfsborn* und *Alsbach* gehören zum *Kalterbach*, in welchen auch der *Plätzerbach* mündet und südwestlich Richtung Hillscheid entwässert. Als letztes Bachsystem ist noch der *Kennelbach* zu erwähnen, welcher zunächst südlich parallel entlang der deutschen Limes-Straße verläuft und unterhalb von Arzbach in den Emsbach mündet. Bei der Auswahl der Untersuchungsabschnitte wurde darauf geachtet möglichst unterschiedliche Habitate und unterschiedliche Bachstrukturen abzudecken. So wurden Bäche in reinen Laub-, Misch-, trockenen Nadelwäldern und solchen mit Schluchtwaldcharakter (feuchte Fichtenbestände mit Moosen und Farnen) ausgewählt (siehe Abb. 6). Ein Bach lag innerhalb einer Windwurflläche mit Wiesenbachcharakter und vier Bäche waren anthropogen geprägt, da sie nahe einer Siedlung, einer Straße oder eines Kulturzentrums b-05 lagen.

Im Rahmen der Voruntersuchungen wurde versucht permanent wasserführende Bäche auszuwählen. Die Lage der unterschiedlichen Untersuchungsflächen wurde per GPS-Gerät erfasst. An jedem Bachabschnitt wurde mithilfe eines Maßbandes eine Länge von 10 m abgemessen und dieser 10 m-Transekt mit Holzpfosten markiert, um die Untersuchungen stets an der gleichen Stelle durchführen zu können. Alle 30 Bachabschnitte der einzelnen Untersuchungen wurden fortlaufend nummeriert.

⁵ <http://www.urlaubplanen.org/europa/deutschland/klima/klima-Montabaur/> [Stand: August 2013]



Abb. 6: Auswahl von sechs Bächen in unterschiedlichem Habitat. *Bild A:* eutrophes Gewässer in Erlenauwald. *Bild B:* Bach mit hohem Stein- und Kiesanteil. *Bild C:* eutrophes Verlandungsgewässer. *Bild D:* Bach in Rotbuchen-Eichen-Mischwald *Bild E:* Bach in Fichtenwald mit Farnen und Moosen als Ufervegetation. *Bild F:* Bach in Fichtenmonokultur. Fotos: Anna Hannappel

Die Abbildung 7 zeigt die Lage der Montabaurer Höhe, die angrenzenden Gemeinden und die Standorte der verschiedenen Bäche. Neun Untersuchungsflächen (1-8 und 21) liegen außerhalb der FFH-Gebiete. Die Bäche mit der Nummer 18-20 liegen im FFH-Gebiet „Brexbach- und Saynbachtal“, die Bäche 9-30 liegen im FFH-Gebiet „Montabaurer Höhe“. Die Verteilung der Untersuchungsgewässer auf die fünf verschiedenen Bachsysteme gibt Tabelle 1 wieder.

Tab. 1 : Übersicht der Bachsysteme zu den einzelnen Untersuchungsflächen.	
Untersuchungsfläche	Bachsystem
1 – 8	Masselbach
9 - 14	Biebrichsbach
15 - 17	Plätzerbach (entwässert in Kalterbach)
18 - 20	Hinterster Bach (entwässert in Brexbach)
21	Vorderster Bach (entwässert in Brexbach)
22 - 24	Kalterbach
25	Wolfsborn (entwässert in Kalterbach)
26	Alsbach (entwässert in Kalterbach)
27 - 30	Kennelbach

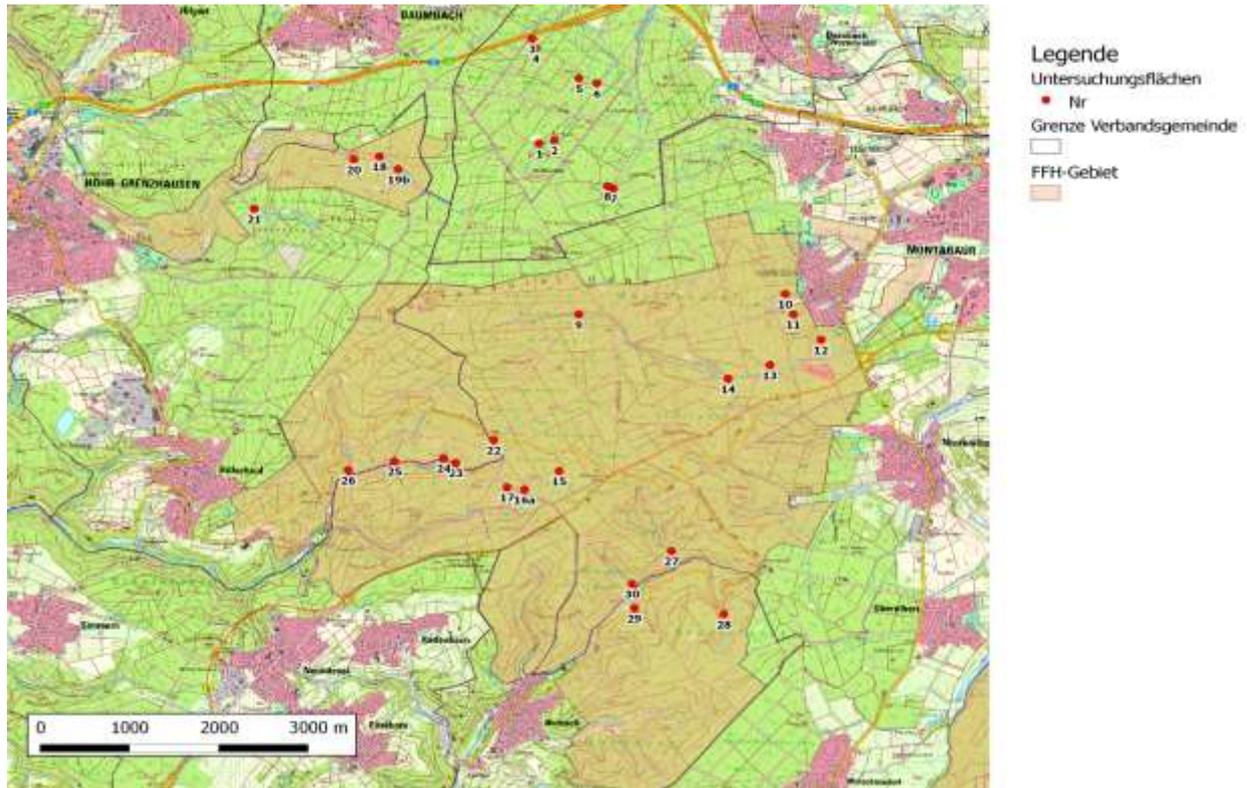


Abb. 7: Übersichtskarte der 30 Untersuchungsgewässer (rote Punkte) im Waldgebiet der Montabauren Höhe und deren Lage in den zwei FFH-Gebieten: Das kleinere Schutzgebiet „Brex- und Saynbachtal“ und das größere Schutzgebiet „Montabauren Höher“ (bräunlich markiert) Rechts: Deutschlandkarte und Lage des Untersuchungsgebietes im Westerwaldkreis und im nordöstlichen Rheinland-Pfalz.

3.2. Untersuchungszeitraum

Die Erfassung der Larven erstreckte sich vom 08. April 2013 bis zum 03. Juli 2013. Die Untersuchung wurde so durchgeführt, dass der Zeitraum von einer Woche (± 3 Tage) pro Durchgang möglichst nicht überschritten wurde. Insgesamt wurden 11 Untersuchungsdurchgänge durchgeführt. Der Zeitaufwand je Untersuchungsgewässer variierte in Abhängigkeit von der Bachstruktur zwischen 30 und 90 min.

3.3. Fang der Larven

Bei der Erfassung der Larven wurde der jeweilige Untersuchungsabschnitt solange abgesucht bis sich mit hoher Wahrscheinlichkeit keine Larven mehr in dem 10m-Transekt befanden. Dieses komplettes „Abfischen“ der Strecke ermöglichte es Rückschlüsse auf die Larvenanzahl pro 10 m-Transekt machen zu können. Beim nächsten Durchgang erfasste Larven mussten somit durch Verdriftung aus einem höher gelegen Bachabschnitt stammen (Thiesmeier 1992, 2004) oder neu abgelegte Larven im Untersuchungsabschnitt selbst sein. Die gefangenen Larven wurden jeweils einzeln in ein kleineres Gefäß überführt und mittels eines Lineals (Millimetermaß), welches unter das Gefäß gelegt wurde, von „Schnauzenspitze“ bis Schwanzspitze vermessen. Um einen absoluten Wert der Larvenabundanz für die jeweiligen Bachabschnitte zu erhalten, wurde die erfasste Larvenmenge auf das jeweilige Bachvolumen bezogen. Der Wert der Larvendichte beträgt Individuen pro Kubikmeter [m^3].

3.4. Aufnahme und Erfassung der Bachparameter und der Umgebungsparameter

Neben dreizehn verschiedenen Bachparametern, die den Larvallebensraum des Feuersalamanders charakterisieren wurden sechs Umgebungsparameter erfasst, die den Landlebensraum der ausgewachsenen Salamander beschreiben. Die Erfassung der Parameter erfolgte nach der Datenaufnahme der Feuersalamanderlarven im Juli 2013.

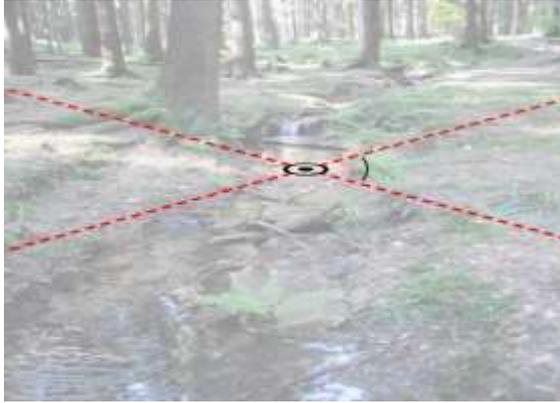


Abb. 8: Aufnahme der Bach- und Umgebungsparameter mittels des Messquadrats. *Bild A:* Erfassung der abgedeckten Bachfläche und der verschiedenen Bedeckungsgrade der Bachparameter. *Bild B:* Erfassung der Umgebungsparameter hier am Beispiel der Krautschichtbedeckung in 1 m².

Die verschiedenen Bedeckungsgrade des jeweils untersuchten Bachabschnittes, als auch der Umgebung wurden mit Hilfe eines Messquadrates erfasst (siehe Abb. 8). Das Messquadrat besteht aus einem festen Holzrahmen mit 1 m Seitenlänge und ist in 100 kleinere Quadrate (jeweils mit 10*10 cm = 100 cm²- Fläche) unterteilt. Bei der Erfassung zählt man jedes Kästchen, welches von dem entsprechenden Parameter über 50% bedeckt ist (Hasselmann et al. 2006, Bartsch et al. 2006). Für jeden Bachparameter wurden drei Messungen entlang des 10m-Transektes durchgeführt. Am Anfang des 10 m-Transektes bei 0-1 m, in der Mitte bei 5-6 m und am Ende bei 9-10 m. Da das Messquadrat bei vielen Messungen am Rand über den Bachlauf hinausreichte, wurde die unter dem Messquadrat befindliche Bachfläche in m² bestimmt und so der anteilmäßige Bedeckungsgrad des jeweiligen Bachparameters erfasst. Zur Parameterauswertung wurden die drei erhaltenen Werte (0-1 m; 5-6 m und 9-10 m) gemittelt. Folgende Bachparameter wurden ermittelt: Laub- und Nadelstreuananteil, Steinanteil (Durchmesser >6 cm), Totholzstämme im Bach (Durchmesser >6 cm), Bachbreite und Bachtiefe, Fließgeschwindigkeit, Gumpen- bzw. Stufenanzahl, Wasserführung, Entfernung zur Quelle, Wassertemperatur und Umgebungstemperatur, sowie die Anzahl der Beutetierordnungen.

Die Umgebungsparameter wurden im Radius von 50 m um den jeweiligen Bachabschnitt entlang vier verschiedener Transekte mit einer Breite von einem Meter erfasst (4 x 50 m x 1 m = 200 m²). Hierzu wurde in der Mitte des Untersuchungsabschnittes ein Maßband mittels eines Zeltherings am Boden fixiert und von dort aus im 45° - Winkel zum Bachlauf die vier Transekte aufgespannt (siehe Abb. 9).

Abb. 9: Skizze zur Erfassung der Umgebungsparameter.



Auf diesen Transekten wurde die Anzahl der Totholzstämme (Durchmesser >6 cm), die Walddichte, die Krautschichtbedeckung, die Versteckmöglichkeiten, der Waldtyp, die Baumartenzusammensetzung, sowie das Baumalter untersucht. Daten zum Waldtyp (Laub-, Misch- oder Nadelwald), sowie zur Baumartenzusammensetzung und dem Bestandsalter im 50 m-Umfeld der Untersuchungsflächen wurden aus den Forsteinrichtungsdaten des Forstamtes Neuhäusel entnommen.

4. Ergebnisse

4.1. Phänologie der Larvenanzahl und Larvendichte

Über den Untersuchungszeitraum von Anfang April bis Mitte Juli wurden insgesamt 1761 Larven des Feuersalamanders in 21 von 30 untersuchten Bachabschnitten gefangen und vermessen (siehe Tab. 2). Die größte Larvenanzahl betrug 502 Individuen im Bach Nr. 30, nachfolgend ist Bach Nr. 9 mit 350 Individuen zu nennen.

Tab. 2: Larvensumme pro Durchgang und Gesamtsumme an Feuersalamanderlarven in den 30 Untersuchungsflächen.

Bach-Nr.	Durchgang											Gesamt
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1	0	2	5	6	16	17	6	3	8	6	3	72
2	0	1	0	1	7	4	0	0	2	0	0	15
3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
4	0	7	9	1	9	5	0	2	2	2	0	37
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	3	0	0	0	4	1	0	0	0	0	8
7	0	0	1	8	7	15	3	2	1	3	3	43
8	0	0	5	15	18	31	3	6	1	0	2	81
9	0	0	22	40	91	107	7	4	41	11	27	350
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
15	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4
16a	0	2	5	12	10	7	2	0	2	5	10	55
17	0	5	23	23	19	41	9	9	0	3	15	147
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19b	0	29	9	21	72	21	8	17	0	7	6	190
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	0	4	0	2	20	0	0	0	0	0	7	33
22	0	0	0	3	11	3	9	11	12	4	7	60
23	0	13	1	6	6	8	0	2	14	8	7	65
24	0	14	5	4	6	6	4	1	5	3	4	52
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
27	0	1	4	0	0	13	1	7	2	2	4	34
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	52	44	70	51	52	24	60	63	68	18	502
Gesamt	0	133	133	212	347	334	77	124	154	124	123	1761

Die höchsten Larvenanzahlen wurden vom 6. bis 10. Mai (fünfter Erfassungsdurchgang) mit 347 Individuen und vom 17. bis 18. Mai (sechster Durchgang) mit 334 Individuen erhoben (Abb. 10). Bei der Aufnahme der höchsten Larvenmenge lagen die Außentemperaturen bei 13,1 - 22,3 °C und die Wassertemperatur betrug zwischen 9,6 - 13,5 °C bei keinem bis leichtem Niederschlag. Starke Regenfälle im Zeitraum vom 19. bis 21. Mai führten zu einem hochwasserähnlichen Zustand in den Bächen mit erhöhtem Wasserspiegel und schnellerer Fließgeschwindigkeit. Im Anschluss an diese Regenfälle (22.5 bis 24.5 – siebter Durchgang) lag die niedrigste Larvenanzahl in den 30 Bachabschnitten mit durchschnittlich 77 Individuen vor. Die Temperaturen am Tag der kleinsten erfassten Larvenmenge betrug 5,7 - 10 °C und die Wassertemperatur 9,2 - 11,2 °C.

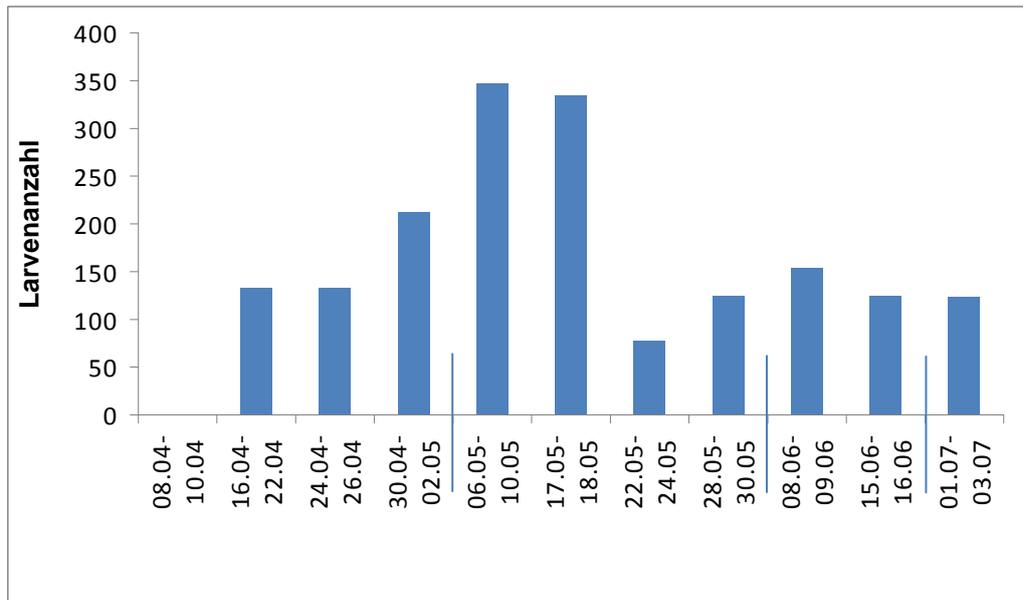


Abb. 10: Übersicht der Larvenanzahl über den gesamten Untersuchungszeitraum in 11 Durchgängen.

Im ersten Erfassungsdurchgang (8. bis 10.04.2013) waren noch keine abgelegten Feuersalamanderlarven in den Bächen vorhanden. Ab dem zweiten Durchgang (16.04 – 22.04) lässt sich eine Zunahme der Larven bis zum fünften Durchgang (06.05 - 10.05) erkennen. Nach der drastigen Abnahme beim siebten Durchgang (22.05 – 24.05) erfolgt eine geringe Zunahme bis Anfang Juni (08.06 – 09.06). In den beiden letzten Durchgängen ist ein leichter Rückgang der Larvenmenge zu erkennen. Im April wurden im Durchschnitt ⁶ 120 Individuen, im Mai 221 Individuen, im Juni 139 Individuen und im Juli 123 erfasst.

In Abbildung 11 lassen sich die jeweiligen Entwicklungsstadien der Larven pro Monat erkennen. Im April befinden sich die meisten Larven (n=359) im Stadium 1 der Neugeborenen mit einer Größe von 24-35 mm. Im Mai ist nochmals eine Zunahme (n=567) von neu abgelegten Larven zu erkennen, bis es im Juni zu einer Abnahme kommt und schließlich im Juli nur noch 28 neugeborene Feuersalamander erfasst wurden. Hinsichtlich der Larven im Stadium 2 mit einer Größe von 36-45 mm ist eine Zunahme von April mit 84 Individuen bis Juni mit 180 Individuen zu erkennen. Den größten Anteil machen sie im Juli aus.

Bereits im April konnten zwei Herbstlarven mit einer Größe von 5,1 und 5,2 cm belegt werden. Das dorsale Flecken- und Streifenmuster war bereits ausgebildet und eine Rückbildung der Büschelkiemen war zu erkennen. Die ersten Larven im Stadium 3 mit einer Größe von 46-58 mm, die sich kurz vor der Metamorphose befinden, tauchen dann jedoch erst im Mai auf. Eine geringe Zunahme dieser Larvengröße ist über den Juni (n=16) bis Juli (n=26) zu erkennen.

⁶ Durchschnitt wie folgt berechnet: gesamte Larvenanzahl pro Monat/ Anzahl der Durchgänge pro Monat

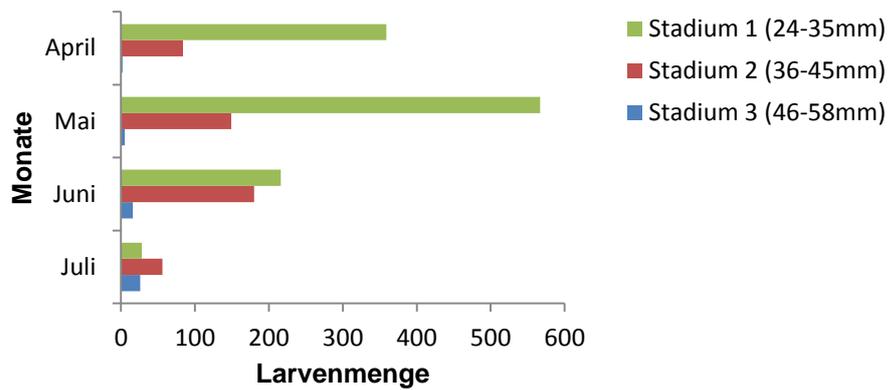


Abb. 11: Verteilung der Entwicklungsstadien (Stadium 1: 24-35mm, Stadium 2: 36-45mm, Stadium 3: 46-58mm)

Die Larvenanzahl stellt die Summe aller erfassten Larven bezogen auf das 10 m-Transekt während des gesamten Untersuchungszeitraumes dar. Die Larvendichte wird als Individuum pro m^3 angegeben. Sie errechnet sich aus der jeweiligen Larvenanzahl in Bezug auf das untersuchte Bachvolumen entlang des jeweiligen 10 m-Bachabschnittes (mittlere Bachtiefe x mittlere Bachbreite x 10 m).

Abbildung 12 gibt eine Gesamtübersicht bzgl. der An- und Abwesenheit der Larven und der jeweiligen Larvendichte. Die rötlich eingefärbten Kreise verdeutlichen die Feuersalamanderlarvendichte (Individuen pro m^3) im jeweiligen Untersuchungsgewässer.

Abb. 12: An- und Abwesenheit von Feuersalamanderlarven und unterschiedliche Larvendichte (Individuen pro m^3) in den 30 Untersuchungsflächen. Die Größe der rötlich eingefärbten Kreise gibt die Larvendichte pro m^3 im jeweiligen Bachabschnitt wieder. Blaue Punkte: Bäche ohne Larvenvorkommen während des gesamten Untersuchungszeitraumes.

4.2. Larvallebensraum: Analyse der Bachparameter

Bei der Analyse des Larvallebensraumes zeigten drei von insgesamt dreizehn erfassten Bachparametern einen signifikanten Einfluss auf das generelle Vorkommen des Feuersalamanders. Die Bachtiefe ($n=30$; t-Test, $p < 0,01$) und die Anzahl an Beutetierordnungen ($n=30$; t-Test, $p < 0,01$) wiesen einen stark positiven signifikanten Einfluss auf. Der Nadelstreuanteil ($n=30$; t-Test, $p < 0,05$) zeigt einen einfachen negativen signifikanten Effekt auf das Vorkommen der Larven (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Ergebnisse der t-Testanalysen zwischen Bachabschnitten mit An- und Abwesenheit der Feuersalamanderlarven für die verschiedenen Bachparameter ($n=30$) und jeweils Mittelwert und Standardabweichung.							
Parameter	t-Wert	Freiheitsgrade	p-Wert	Mittelwert		Standardabweichung	
				mit Larven	ohne Larven	mit Larven	ohne Larven
Bachtiefe	3,3134	28	0,0025 **	0,09 m	0,04 m	0,03 m	0,04 m
Beutetierordnungen	3,2679	28	0,0028 **	2,9 Stück	1,5 Stück	1,2 Stück	0,9 Stück
Nadelstreu	-2,0531	28	0,0495 *	0,95 %	7,74 %	2,05 %	15,18 %
Gumpenanzahl	1,9282	28	0,0640	2,2 %	1,0 %	1,78 %	0,70 %
Stufenanzahl	-1,2386	28	0,2258	2,5 %	3,4 %	1,69 %	2,24 %
Bachbreite	0,8877	28	0,3823	1,03 m	0,89 m	0,38 m	0,41 m
Totholz	-0,5532	28	0,5845	2,64 %	3,22 %	2,18 %	3,53 %
Entfernung Quelle	0,3747	28	0,7107	485,57 m	423,67 m	450,52 m	307,12 m
Wassertemperatur	-0,3604	28	0,7213	10,7 °C	10,8 °C	0,72 °C	0,32 °C
Laubstreu	0,2706	28	0,7887	18,71 %	16,59 %	19,07 %	21,28 %
Steine	0,0033	28	0,9974	20,07 %	20,04 %	26,73 %	25,29 %

Die durchschnittliche Bachtiefe lag in solchen mit Larvenvorkommen bei 9 cm. Bäche ohne Larvenvorkommen waren hingegen im Durchschnitt nur 4 cm bis maximal 9,3 cm tief (siehe Abb. 13). In Bächen mit Vorkommen des Feuersalamanders wurden meist eins bis maximal fünf verschiedene Beutetierordnungen gefunden, während Bäche ohne Nachweise des Feuersalamanders im Mittel keine und maximal vier Beutetierordnungen aufwiesen. Bachabschnitte mit Larven wiesen einen durchschnittlichen Nadelstreuanteil von 0,95% auf. Bachabschnitte ohne Larven waren hingegen auf 7,74% der Bachfläche mit Nadeln bedeckt.

A

B

C

Abb. 13: Boxplots signifikanter Bachparameter (p -Wert $< 0,05$) Bachtiefe (Bild A), Beutetierordnungen (Bild B) und Nadelstreuanteil (Bild C) im Hinblick auf An- und Abwesenheit von Larven

Ein wichtiger Parameter, der einen signifikanten Einfluss auf die Larvendichte hatte, war die Wasserführung (temporär, permanent) in den Untersuchungsabschnitten ($n=30$; t-Test, $p < 0,001$). Während in Bachabschnitten mit permanenter Wasserführung die Larvendichten (0 bis 446 Individuen pro m^3) und durchschnittlich 51 Larven festgestellt wurden, konnte in den Bächen die zeitweilig trocken fielen überhaupt keine Feuersalamanderlarven festgestellt werden.

4.3. Landlebensraum: Analyse der Umgebungsparameter

Bei der Analyse der Umgebungsparameter wies keiner der sechs erfassten Parameter (Versteckmöglichkeiten, Bestandsalter des umgebenen Waldes, Bedeckungsgrad der Krautschicht, Baumartendiversität, Walddichte, Totholzanteil der Umgebung) einen signifikanten Einfluss auf das generelle Vorkommen des Feuersalamanders in den untersuchten Bachabschnitten auf (siehe Tab. 4).

Tab. 4: Ergebnisse der t-Testanalysen zwischen Bachabschnitten mit An- und Abwesenheit der Feuersalamanderlarven für die verschiedenen Umgebungsparameter (n=30) und jeweils Mittelwert und Standardabweichung.

Parameter	t-Wert	Freiheitsgrade	p-Wert	Mittelwert		Standardabweichung	
				mit Larven	ohne Larven	mit Larven	ohne Larven
Verstecke	1,6130	28	0,1180	22,7 St.	16,3 St.	8,8 St.	11,6 St.
Bestandsalter	1,5948	28	0,1220	82,9 Jahre	69,1 Jahre	22,6 Jahre	19,9 Jahre
Krautschicht	-1,186	28	0,2456	23,3 %	33,6 %	15,5 %	29,4 %
Baumarten	-0,8573	28	0,3986	5,2 Stück	5,8 Stück	1,3 Stück	2,9 Stück
Walddichte	-0,7401	28	0,4654	40,0 Bäume	46,2 Bäume	32,6 Bäume	5,4 Bäume
Totholz	-0,4171	28	0,6798	13,9 Stück	14,8 Stück	5,4 Stück	5,7 Stück

Obwohl die Umgebungsparameter keinen Einfluss auf das Vorkommen innerhalb der Untersuchungsgewässer hatten, zeigte sich bei der Überprüfung des linearen Zusammenhangs mit anschließender Bonferroni-Korrektur⁷ zwischen zwei der erfassten Parameter zur Larvendichte eine positive Korrelation. Demnach war die Larvendichte innerhalb des untersuchten Bachabschnittes umso größer je mehr Versteckmöglichkeiten und Totholzstämmen in der Umgebung vorkamen (n=21; Pearson-Korrelation, $p < 0,001$, Verstecke: $r = 0,57$, Totholz: $r = 0,57$, Tab. 5, Abb. 14).

Zwischen den Bachparametern und der Larvendichte konnte kein linearer Zusammenhang festgestellt werden (Tab. 5).

In zwei weiteren Tests wurde der Einfluss des Waldtyp (Laubwald, Mischwald, Nadelwald; n=30; Kruskal-Wallis-Rangsummentest, $p >> 0,05$) sowie der Fließgeschwindigkeit (gering, mittel, hoch; n=30; Kruskal-Wallis-Rangsummentest, $p >> 0,05$) auf die Larvendichte überprüft, die jedoch beide keinen signifikanten Einfluss aufwiesen.

Tab. 5: Pearson-Korrelationen mit den einzelnen Bach- und Umgebungsparametern zur Larvendichte. Durch die Anwendung der Bonferroni-Korrektur gegen Autokorrelationen wird das Signifikanzniveau für die Bachparameter auf $\alpha = 0,005$ und für die Umgebungsparameter auf $\alpha = 0,01$ gesetzt.

⁷ Die Bonferroni-Korrektur wurde gemäß nach der Onlinehilfe von Statistica (www.statsoft.de/glossary/B/BonferroniAdjustment.html [Stand: Juli 2013]) wie folgt durchgeführt: Signifikanzniveau α / Anzahl der Testdurchführungen auf gleichen Datensatz.

Bachparameter				
Parameter	t-Wert	Freiheitsgrad	p-Wert	Korrelationswert r
Beutetierordnungen	2,1592	19	0,0438	0,4439
Laubstreu	1,256	19	0,2243	0,2769
Nadelstreu	-1,0278	19	0,3169	-0,2295
Gumpenanzahl	0,8947	19	0,3821	0,2011
Steine	0,8498	19	0,4060	0,1914
Bachbreite	0,6526	19	0,5219	0,1481
Stufenanzahl	0,4555	19	0,6539	0,1039
Totholz Bach	-0,4514	19	0,6568	-0,1030
Entfernung Quelle	0,3637	19	0,7201	0,0831
Bachtiefe	-0,3419	19	0,7362	-0,0782
Wassertemperatur	-0,2186	19	0,8293	-0,0501
Umgebungsparameter				
Parameter	t-Wert	Freiheitsgrad	p-Wert	Korrelationswert r
Verstecke	3,0378	19	0,0067 **	0,5718
Totholz Umgebung	3,0172	19	0,0071 **	0,5691
Krautschicht	2,4467	19	0,0243	0,4895
Baumarten	-0,4025	19	0,6918	-0,0920
Walddichte	0,2232	19	0,8258	0,0511
Bestandsalter	0,0524	19	0,9587	0,0120

Abb. 14: Darstellung der signifikanten Korrelationen zwischen der Larvendichte und der Anzahl an Versteckmöglichkeiten (n=21; Pearson-Korrelation, $p < 0,001$, $r = 0,57$ - Bild A) sowie dem Totholz der Umgebung (n=21; Pearson-Korrelation, $p < 0,001$, Totholz: $r = 0,57$ - Bild B).

Um die Wechselwirkung der beiden Faktoren Versteckmöglichkeiten und Totholz in Bezug auf die Larvendichte darzustellen, wurde ein lineares Modell erstellt. Nähere Erläuterungen finden sich in der Diskussion wieder.

Lineares Modell: Larvendichte = $-91,864 + (6,567 * \text{Totholz}) + (4,433 * \text{Verstecke})$

5. Diskussion

5.1. Phänologie der Larvenanzahl und Larvendichte

Von 30 untersuchten Bächen mit unterschiedlichen Standortbedingungen wiesen 21 ein Larvenvorkommen des Feuersalamanders auf. Der Feuersalamander kommt somit flächendeckend auf der Montabaurer Höhe vor. Im Untersuchungsgebiet fand das erste Ablegen von Feuersalamanderlarven in der Zeit vom 10. bis 16. April 2013 statt (siehe Abb. 10) und erreichte gegen Mitte Mai seinen Höhepunkt. In der Literatur existieren verschiedene Arbeiten, die diese Beobachtung teilen. So ist laut Schlüpmann & Kupfer (2009) und Veith (1996) eine Larvenablage zwar bereits ab März bei geeigneten klimatischen Gegebenheiten möglich, die meisten Larven werden aber im Mai abgelegt. Der lange Winter in diesem Jahr, der sich noch mit liegenden Schneemassen im ersten Untersuchungsdurchgang am 8. bis 10. April 2013 zeigte, verhinderte eine frühzeitigere Larvenablage. Die leicht feuchten Frühlingstage vom 10. bis 16. April verursachten eine explosionsartige Entwicklung der Flora und Fauna und somit auch der Larvenablage von gar keinen Larven im ersten Durchgang auf 133 Larven im zweiten Durchgang. Die Größe der zu diesem Zeitpunkt gefangenen Larven von etwas mehr als 20 mm weist darauf hin, dass die Ablage der Larven unmittelbar in den Nächten zuvor erfolgte (Thiesmeier 2004). Sehr starke Regenfälle vom 19. bis 21. Mai 2013 und die damit verbundenen Hochwasserereignisse an den Untersuchungsbächen führten zu einer starken Verdriftung der Larven, die in ähnlicher Situation auch in anderen Studien dokumentiert wurde (Baumgartner et al. 1999, Steinfartz & Steinfartz 1996). Feuersalamanderlarven sind aufgrund ihrer Morphologie (plumper Körperbau, großer Kopf) im Gegensatz zu anderen Wirbellosen und Molchen (Dalbeck & Weinberg 2009) in der Larvalphase stärker von Driftereignissen betroffen (Baumgartner et al. 1999, Thiesmeier 2004). Die Untersuchungen auf der Montabaurer Höhe bestätigten das, denn im Gegensatz zur Abnahme der Feuersalamanderlarven blieb die Anzahl der Beutetierordnungen nach den Starkregenereignissen verhältnismäßig gleich.

Das Wachstum der Larven lässt sich in drei Stadien gliedern, deren prozentuale Verteilung in der Population über das Jahr hinweg variiert. Ähnlich der Studien von Baumgartner et al. (1999) bei denen die Neugeborenen hauptsächlich im April vorkommen, ließ sich in den Untersuchungen eine Zunahme von April bis Mai der Larven des ersten Entwicklungsstadiums erkennen. Im Mai hingegen ließen sich eher Larven über 35 mm und Ende Juni noch größere Larven nachweisen. Die von Thiesmeier (2004) beschriebene Tatsache, dass die kleineren und leichteren Larven eher drifanfällig sind, konnte auch in dieser Studie bestätigt werden. So fiel die Abnahme der Neugeborenen (Stadium 1) nach den Starkregenereignissen Ende Mai erheblich stärker aus, als es bei den mittelgroßen (Stadium 2) und großen Larven (Stadium 3) der Fall war (Abbildung 10, 11). In den Untersuchungen konnte kein Tier mit vollkommen abgeschlossener Metamorphose gefunden werden, was auf den spät einsetzenden Frühling und die daran gekoppelte verzögerte Larvenablage zurückzuführen ist. Bei den zwei Individuen im Stadium 3 zu Beginn des Untersuchungszeitraumes handelte es sich um zwei Herbstlarven mit einer Größe von 5,1 und 5,2 cm. Diese beiden Larven müssen bereits im Herbst 2012 abgelegt worden sein, so dass sie sich über den Winter hin zum fast ausgewachsenen Salamander entwickelten. Dieser Fund deckt sich mit den Untersuchungen von Thiesmeier & Schuhmacher 1990, welche die Entwicklungszeit vom Larvalstadium bis zum ausgewachsenen Salamander mit bis zu 5 Monaten Dauer bei einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 10°C beschreiben. Bei den Herbstlarven waren die externen Büschelkiemen zum größten Teil bereits zurückgebildet und die dorsale Musterung, die das charakteristische Merkmal eines ausgewachsenen Feuersalamanders darstellen war bereits sichtbar. Manenti & Ficetola (2011, 2013) berichten von Höhlen und Stollen die nicht nur zur Überwinterung (Schlüpmann & Kupfer 2009), sondern auch als Brutstätten, aufgrund der milderer Gegebenheiten im Herbst und Winter zur Larvenablage genutzt werden können.

Die Larvenanzahl, bzw. die Larvendichte, die sich auf das jeweilige Bachvolumen der 30 Untersuchungsgewässer bezieht, erstreckt sich von gar keinem Larvenvorkommen (in 9 Bächen) bis zum Maximalwert von 502 Individuen auf einem 10 m-Transekt, bzw. 446 Individuen pro m³.

Im vierten Durchgang dieser Untersuchung (30.4. – 2.5.2013) wurden im Durchschnitt 10 Larven pro 10m-Transect in den 30 Untersuchungsgewässern gefunden. Baumgartner et al. (1999) fanden am 26.4.1998 im Durchschnitt 14-18 Larven pro 10m-Transect in dreizehn verschiedenen Untersuchungsgewässern bei Wien. Thiesmeier (1988) berichtet in seinen Untersuchungen am Felderbach in Nordrhein-Westfalen im Durchschnitt von 54 gesichteten Feuersalamanderweibchen auf 125 m im Zeitraum von März bis Mai, die im Mittel 34 Larven ablegen. Bezieht man diese Werte auf einem 10 m-Transect, so ergibt sich eine Menge von 147 Larven pro 10 m bezogen auf 3 Monate. Diese Vergleiche der Larvenanzahl pro Meter Bachabschnitt machen deutlich, dass der Feuersalamander zwar flächendeckend auf der Montabaurer Höhe vorkommt, er im Vergleich zu anderen Untersuchungen (Baumgartner et al. 1999; Thiesmeier 1988) vermutlich aber geringere Populationsdichten in den Gewässern hervorbringt. Ein solcher Rückschluss von der Larvendichte auf die Populationsgröße muss jedoch mit Vorsicht betrachtet werden, da die lokale Larvenmenge in einem Gewässer durch die variable Fließgeschwindigkeit, das unterschiedliche Nahrungsangebot und durch die An- oder Abwesenheit von Fressfeinden starken Schwankungen ausgesetzt ist. Die Erfassung der Feuersalamanderlarven können demnach nur Hinweise auf den örtlichen Bestand und die Häufigkeit des Vorkommens geben. Für detailliertere Populationsabschätzungen innerhalb des Gesamtuntersuchungsgebietes müsste man auf Fang-Wieder-Fangergebnisse von Alttieren zurückgreifen, die nicht im Fokus dieser Arbeit standen. Die stark unterschiedlichen Larvendichten innerhalb der Bäche des Untersuchungsgebietes lassen jedoch stark differierende Populationsgrößen beim Feuersalamander vermuten, wie sie für andere Untersuchungsgebiete belegt sind. So berichten z.B.: Börder et al. (2011) von bis zu 4220 ausgewachsenen Tieren / ha im Koblenzer Raum und Thiesmeier (1988) dagegen von nur 29-50 Tieren / ha im Felderbachtal in Nordrhein-Westfalen.

5.2. Haupteinflusskriterien des Larvallebensraums

Einer der Haupteinflussfaktoren stellt die Wasserführung der Bäche dar. Obwohl die Bäche nach dem Kriterium ausgewählt wurden, möglichst permanent Wasser aufzuweisen, fielen vier Bäche während des Untersuchungszeitraumes zeitweilig trocken. In diesen Bächen konnten auch vor den Austrocknungsphasen gar keine Larvenablage festgestellt werden. Dies lässt die Vermutung zu, dass die Feuersalamanderweibchen durch jahrelange Erfahrungen in demselben Gebiet austrocknungsgefährdete Bäche, was durch die Theorie von Thiesmeier (2004) gestützt wird.

Von den dreizehn erfassten Bachparametern hatten lediglich drei Parameter: die Bachtiefe, die Anzahl an Beutetierordnungen und die Menge an Nadelstreu, einen signifikanten Einfluss auf das Vorkommen und Nicht-Vorkommen von Feuersalamanderlarven. In dieser Untersuchung konnten nur in mittleren Wassertiefen von $9 \text{ cm} \pm 3 \text{ cm}$ Larven vorgefunden werden, in Wassertiefen von 4 cm dagegen gar keine. Da strömungsreichere Bachabschnitte eher eine niedrigere Wassertiefe aufweisen, könnte man davon ausgehen, dass die Feuersalamanderlarven in der Regel solche Gewässer bevorzugen, bei denen sie nicht zu extremen Bedingungen unterliegen. Stillgewässer ohne Strömung, sowie starke Fließgeschwindigkeiten scheinen eher suboptimal. So machten auch Baumgartner et al. (1999) die größten Funde von Larven hinter Schutt und Felsen im Bachbett, welche die Fließgeschwindigkeit minderten. Dennoch muss eine gewisse Mindesttiefe des Wassers und die damit einhergehende Strömung vorhanden sein, da nur so ein Fortbewegen und Jagen von Beute möglich ist. So fanden Segev et al. (2011) ebenfalls vermehrt größere Larvenablagen in Gewässern mit einer Tiefe von 16 cm als in flacheren Gewässern. Auch Manenti et al. (2009) berichten davon, dass Larven vor allem Gewässer mit einer mittleren Tiefe von 14 cm benötigen. Zusätzlich macht er Angaben, dass keine Ablage von Larven in Gewässern über 20 cm Tiefe erfolgt. Dies könnte mit dem erhöhten Prädationsdruck durch Fische in tieferen Bachabschnitten zusammenhängen. In dieser Studie konnte kein signifikanter Einfluss der Fließgeschwindigkeit und solcher Parameter, die diese beeinflussen können, wie Bachbreite und Stufenanzahl, festgestellt werden. Hierbei muss jedoch die Parameteraufnahme der Fließgeschwindigkeit kritisch angesehen werden, die aufgrund der Messung und der anschließenden Kategorisierung zu einem verfälschten Ergebnis geführt haben könnte.

Die durchschnittlich ähnliche Wassertemperatur von etwa 10°C in allen Untersuchungsgewässern und die dadurch ähnlichen Bedingungen ließen keine Rückschlüsse auf die Minimal- oder Maximaltemperaturen zu, in denen Feuersalamander noch vorkommen können. Entgegengesetzt der persönlichen Erwartung und der Untersuchung von Baumgartner et al. (1999) und Manenti et al. (2011) konnte kein Einfluss des Laubstreuananteils auf das Vorkommen der Feuersalamanderlarven festgestellt werden. Die Nahrungsverfügbarkeit dokumentiert durch die Anzahl der vorhandenen Beutetierordnungen hatten jedoch einen entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen der Larven. Da sich die größten Bachflohkrebskonzentrationen meist unter Laubstreuanansammlungen finden, könnte der Laubstreuananteil ein indirekter Faktor sein, der die Nahrungsverfügbarkeit für den Feuersalamander maßgeblich steuert. Im Gegenzug dazu weist ein hoher Nadelstreuananteil im Gewässer auf einen hohen Säuregrad (= niedriger pH-Wert) und auf eine damit verbundene Verarmung der Kleintier-Lebensgemeinschaften hin (Liebelt et al. 2011). Sowohl die fehlenden Beutetiere als auch die Versauerung der Gewässer haben einen negativen Einfluss auf das Vorkommen des Feuersalamanders, was durch diese Studie belegt werden konnte. Die Ausprägungen der oben genannten Bachparameter (Bachtiefe, Beutetierordnungen und Nadelstreuananteil) sind somit wesentliche Ausschlusskriterien, ob Feuersalamanderlarven in einem Bach vorkommen oder nicht (Sadeh et al. 2009).

5.3. Haupteinflusskriterien des Landlebensraums

Im Gegensatz zu Thiesmeier (2004) und Weißmair (1994), nach deren Auffassung der Feuersalamander reine Nadelwälder meidet, wurden Larven in allen drei Waldtypen der Montabaurer Höhe, in reinen Laub-, Misch-, als auch in Nadelwäldern gefunden. So auch Zahn & Englmaier (2005), nach denen man den Feuersalamander auch in reinen Fichtenwäldern antreffen kann, wenn genügend Bodenfeuchte gewährleistet ist. Hinsichtlich des Bestandsalters konnte kein signifikanter Einfluss auf das Larvenvorkommen und die Larvendichte festgestellt werden, obwohl laut Zahn & Englmaier (2005) eine Besiedelung neuer Habitate sehr langsam erfolgt und daher der Feuersalamander als ein Indikator historischer Wälder mit hohem Bestandsalter angesehen werden kann (Davic et al. 2004, Thiesmeier 2004). Entscheidend für eine hohe Larvendichte in den Gewässern waren die Versteckmöglichkeiten und das in der Umgebung der Bäche liegende Totholz. Auch wenn dieser Zusammenhang mit Korrelationswerten von 0,57 schwach ausgeprägt ist, stellen laut dieser Studie die beiden Faktoren wesentliche Hauptfaktoren für das umliegende Habitat dar. Eine Erklärung dafür könnte in den guten Lebensbedingungen für die ausgewachsenen Tiere liegen. Liefert die Umgebung rund um den Bachabschnitt gute Versteckmöglichkeiten für die ausgewachsenen Feuersalamander, könnte die hohe Larvendichte auf eine direkte Ablage zurückzuführen sein. Unterbewuchs in Form von Krautschicht oder die Walddichte scheint keinen Einfluss zu haben. So dienen vielmehr Versteckmöglichkeiten in Form von Einkerbungen im Waldboden als Höhlen und Gangsysteme für ausreichend Schutz am Tage und können als Standort für Überwinterung und als Brutstätte dienen. Totholzstapel bieten weiteren Lebensraum für sämtliche Insektenarten und dienen dem Feuersalamander zusätzlich als Nahrungsquelle (Gutleb et al. 1999, Thiesmeier 1992).

Die Erstellung des linearen Modells zwischen der Larvendichte und den Versteckmöglichkeiten sowie dem Totholzanteil der Umgebung soll zum einen die Wechselwirkungen dieser Parameter zueinander verdeutlichen, zum anderen gibt es eine Vorstellung darüber, welche Bedingungen im Lebensraum des Feuersalamanders gegeben sein müssen. So können mit Hilfe dieses einfachen linearen Modells

Schwellenwerte für die beiden signifikanten Umgebungsparameter, Totholzanteil und Versteckmöglichkeiten abgeleitet werden, die für den Erhalt und den Fortbestand des Feuersalamanders auf der Montabaurer Höhe maßgebend sein können (Tab. 6). Die Werte der Tabelle 6 errechnen sich gemäß folgender Formel:

$$\text{Larvendichte} = -91,864 + (6,567 * \text{Totholz}) + (4,433 * \text{Verstecke})$$

Tab. 6: Lineares Modell – Auswirkung der Anzahl von Totholz/Verstecke auf die Larvendichte.

Totholz/Verstecke [Anzahl]	Larvendichte [Individuen pro m ³]
0	-92
1	-81
8,4	1
10	18
100	1008
1000	10909

Durch die linienhafte Erfassung der beiden Umgebungsparameter entlang der vier Transektstrecken von je 50 m wurde ein Areal von 200 m² im 50m-Umfeld des jeweiligen Bachabschnittes abgedeckt. Laut des linearen Modells muss somit eine Mindestanzahl von 8 Totholzstämmen mit einem Durchmesser über 6cm und Versteckmöglichkeiten auf dieser Fläche vorhanden sein, um die Existenz von Feuersalamandern zu gewährleisten. Daraus ergibt sich eine Mindestanzahl von 400 Totholzstämmen und Versteckmöglichkeiten pro ha. Das Modell veranschaulicht auf recht simplem Wege, dass mit der Menge an Tagesverstecken und mehr Totholz im Wald die Larvendichte steigt. Sprich, mehr adulte Feuersalamander können den Lebensraum nutzen, was letztendlich zu einer vermehrten Larvenablage führen kann. Eine naturnahe ausgerichtete Forstwirtschaft in der unmittelbaren Umgebung der Bäche kann somit direkten Einfluss auf die Lebensraumeignung des Feuersalamanders haben.

5.4. Empfehlungen für die forstliche Bewirtschaftung im Landlebensraum

Da der Feuersalamander als räuberische Art am oberen Ende der Nahrungskette im Bach steht, hat er eine starke Indikatorfunktion für naturnahe artenreiche Mittelgebirgsbäche mit einer hohen Makrobenthosvielfalt. Demnach wird das Belassen des Abraumes oder dickerer Holzstämmen in unmittelbarer Bachumgebung für eine Zunahme der Feuersalamanderdichten sorgen. Selbiges gilt für die Vermeidung der Bodenverdichtung bei der Holzentnahme und Holzabfuhr in Bachnähe, welche mögliche Versteckmöglichkeiten des Feuersalamanders vernichtet sowie der Räumungsverzicht von Windwurfflächen, die unaufgeräumt in später zurückkehrenden Waldstadien zahlreiche Versteckmöglichkeiten für den Feuersalamander bieten. Das Totholz-Altholz Programm sowie weitere Ausgleichsmaßnahmen auf der Montabaurer Höhe für die Errichtung der ICE-Trasse zwischen Köln und Frankfurt durch das Forstamt Neuhäusel, welches für den Bereich der Montabaurer Höhe zuständig ist, sind Beispiele dafür dass auf die Belangen des Naturschutzes und die natürlichen Waldprozesse Rücksicht genommen wird. Dennoch erlauben es die dynamischen Prozesse der Natur nicht sich auf solchen Erfolgen auszuruhen und es sollten weitere Maßnahmen, wie die Entfichtung der Bachtäler oder das Vorhalten eines ausreichend hohen Totholz-Altholzbestandes durchgeführt werden.

Ein besonderes Augenmerk sollte in Zukunft auf die Wassernutzung der Montabaurer Höhe als überregional bedeutsames Wassereinzugsgebiet gerichtet werden. Die stetig steigende Nachfrage nach Wasser der angrenzenden Gemeinden mit 3,2 Millionen Liter Wasser jährlich stellt einen entscheidenden Risikofaktor für die austrocknungsgefährdeten Laichgewässer auf der Montabaurer Höhe und all ihrer Bewohnern dar. Die Zunahme von sommerlichen Trockenperioden verstärkt

diesen Prozess. Deshalb ist es umso wichtiger, dass der Mensch trotz aller Bewirtschaftung und Landnutzung ein paar wesentliche Dinge auf der Montabaurer Höhe und anderen vergleichbaren Mittelgebirgslagen, wie eine möglichst gleichbleibende Wasserführung, ein umfassendes Nahrungsangebot und ein naturbelassenes Habitat gewährleistet. Gelingt ihm dies so kann er schon viel für den Entwicklungserfolg bei Amphibien beitragen (Pintar & Waringer-Löschenkohl 1989).

Literatur

- BARTSCH, I., KUHLENKAMP, R., BOOS, K. & GEHLING, C. (2006): Praxistest für das Makrophyten- und Miesmuschel- Monitoring bei Helgoland im Rahmen der WRR: Küstengewässertyp Helgoland (N5). – Bericht im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) Schleswig-Holstein, Flintbek, 77 S.
- BAUMGARTNER, N., WARINGER, A. & WARINGER, J. (1999): Hydraulic microdistribution patterns of larval fire salamanders (*Salamandra salamandra salamandra*) in the Weidlingsbach near Vienna, Austria. – *Freshwater Biology* **41**: 31-41.
- BÖHME, W., HARTMANN, T., FLECK, J. & SCHÖTTLER, T. (2013): Miscellaneous notes on oriental fire salamanders (*Salamandra infraimmaculata* MARTENS, 1885) (Lissamphibia: Urodela: Salamandridae). – *Russian Journal of Herpetology* **20** (1): 66-72.
- BOONE, M. D., CORN, P. S., DONNELLY, M. A., LITTLE, E. E. & NIEWIAROWSKI, P. H. (2003): Physical Stressors - Amphibian Decline: An Integrated Analysis of Multiple Stressor Effects. – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*, Pensacola, Florida, pp. 129-151.
- BÖRDER, M., KARLSSON, A. & SINSCH, U. (2011): Bestandsdichte, Arealnutzung und Gefährdung einer Feuersalamander-Population (*Salamandra salamandra*) im Stadtgebiet von Koblenz (Rheinland-Pfalz). – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **18**: 99-116.
- DAVIC, R. D., HARTWELL, H. & WELSH, JR. (2004): On the ecological Role of Salamanders. – *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **35**: 405-434.
- DEGANI, G. (1993): Cannibalism among *Salamandra salamandra* (L.) larvae. – *Israel Journal of Zoology* **39**: 125-129.
- EISELT, J. (1966): Ergebnisse zoologischer Sammelreisen in der Türkei: *Amphibia caudata*. – *Ann. Naturhist. Mus. Wien* **69**: 427-445.
- EITAM, A., BLAUSTEIN, L. & MANGEL, M. (2005): Density and intercohort priority effects on larval *Salamandra salamandra* in temporary pools. – *Oecologia* **146**: 36-42.
- FERDINAND, M. & BRAUN, U. (1997): Die Farnflora der Montabaurer Höhe. – *Zweckverband Naturpark, Nassau*.
- GROSSENBACHER, K. & THIESMEIER, B. (Hrsg.) (2003): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 4/IIA, Schwanzlurche IIA. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 353 S.
- HASSELMANN, A., MÜLLER, L., KRALL, T. & IMMISCH, T. (2006) GEO-Tag der Artenvielfalt. – *Deutsche Umwelthilfe, Begleitheft für Lehrer, Gruner + Jahr AG & Co, Hamburg*, 17 S.
- KILLMANN, D., BÜCHTING, A., PANNHAUSEN, F. & FISCHER, E. (2012): Verbreitung und Ökologie von Torfmoosen (*Sphagnopsida*) im FFH-Gebiet Montabaurer Höhe und in angrenzenden Flächen, Rheinland-Pfalz. – *Decheniana* **165**: 21-27, Bonn.
- KRAUSE, E. T., STEINFARTZ, S. & CASPERS, B. A. (2011): Poor nutritional conditions during the early larval stage reduce risk-taking activities of fire salamander larvae (*Salamandra salamandra*). – *Ethology* **117**: 416-421.
- KÜHNEL, K., GEIGER, A., LAUFER, H., PODLOUCKY, R. & SCHLÜPMANN, M. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands, Stand Dezember 2008. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz* **70** (1): 259-288.
- LIEBELT, R., LOHR, M. & BEINLICH, B. (2010/2011): Zur Verbreitung der Gestreiften und der Zweigestreiften Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata* und *C. boltonii*) Im Kreis Höxter (Insecta, Odonata, Cordulegastridae). – *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser* **22**: 3-18.
- MALKMUS, R. (1995): Die Herpetofauna der Überschwemmungstümpel des unteren Rio Guadiana (Portugal). – *Herpetozoa* **8** (3/4): 145-154.
- MANENTI, R. & FICETOLA, G. F. (2013): Salamanders breeding in subterranean habitats: local adaptations or behavioural plasticity? – *Journal of Zoology* **289**: 182-188.
- MANENTI, R., FICETOLA, G. F. & DE BERNARDI, F. (2009): Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. – *Amphibia-Reptilia* **30**: 7-15.
- MANENTI, R., FICETOLA, G. F., MARIENI, A. & DE BERNARDI, F. (2011): Caves as breeding sites for *Salamandra salamandra*: habitat selection, larval development and conservation issues. – *North-Western Journal of Zoology* **7** (2): 304-309.
- MARTIN, S. D., HARRIS, B. A., COLLUMS, J. R. & BONETT, R. M. (2012): Life between predators and a small space: substrate selection of an interstitial space-dwelling stream salamander. – *Journal of Zoology* **287**: 205-214.
- PINTAR, M. & WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Faunistisch – ökologische Erhebung der Amphibienfauna in Auengebieten der Wachau. – *Verh. Zool. - Bot. Ges. Österreich* **126**: 077-096.
- REBELO, R. & LECLAIR, M. H. (2003): Differences in size at birth and brood size among Portuguese populations of the fire salamander, *Salamandra salamandra*. – *Herpetological Journal* **13**: 179-187.

- REINHARDT, T., STEINFARTZ, S., PAETZOLD, A. & WEITERE, M. (2013): Linking the evolution of habitat choice to ecosystem functioning: direct and indirect effects of pond-reproducing fire salamanders on aquatic-terrestrial subsidies. – *Oecologia*.
- SABEL, K. J. & FISCHER, E. (1985): Boden- und vegetationsgeographische Untersuchungen am Ostabfall der Montabaurer Höhe (Niederwesterwald). – *Decheniana* **138**: 221-236, Bonn.
- SADEH, A., MANGEL, M. & BLAUSTEIN, L. (2009): Context-dependent reproductive habitat selection: the interactive roles of structural complexity and cannibalistic conspecifics. – *Ecology Letters* **12**: 1158-1164.
- SCHLÜPMANN, M. & GEIGER, A. (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein - Westfalen **17**: 374-404.
- SCHLÜPMANN, M. & KUPFER, M. (2009): Methoden der Amphibienerfassung - eine Übersicht. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **15**: 7-84, Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- SCHMIDT, B. R., SCHAUB, M. & STEINFARTZ, S. (2007): Apparent survival of the salamander *Salamandra salamandra* is low because of high migratory activity. – *Frontiers in Zoology* **4**: 19.
- SEGEV, O. & BLAUSTEIN, L. (2007): Priority effects of the early breeding fire salamander on the late banded newt. – *Hydrobiologia* **583**: 275-283.
- SEGEV, O., MANGEL, M., WOLF, N., SADEH, A., KERSHENBAUM, A. & BLAUSTEIN, L. (2011): Spatiotemporal reproductive strategies in the fire salamander: a model and empirical test. – *International Society for Behavioural Ecology* **29**: 670-678.
- STEINFARTZ, G. & STEINFARTZ, S. (1996): Ergebnisse einer herpetologischen Exkursion in den Iran. – *Herpetozoa* **9** (1/2): 91-95.
- STEINFARTZ, S., WEITERE, M. & TAUTZ, D. (2007): Tracing the first step to speciation: ecological and genetic differentiation of a salamander population in a small forest. – *Molecular Ecology* **16**: 4550-4561.
- STRAKA, U. (1999): Beobachtungen von Amphibien und Reptilien im Reichraminger Hintergebirge (Oberösterreich) in den Jahren 1992 bis 1997. – *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* **7**: 245-274.
- THIESMEIER, B. & KORDGES, T. (1990): Versuch einer ökologischen Klassifizierung der Amphibien- und Reptilienfauna des mittleren und östlichen Ruhrgebietes. – *Decheniana* **143**: 221-231, Bonn.
- THIESMEIER, B. & SCHUHMACHER, H. (1990): Causes of larval drift of the fire salamander, *Salamandra salamandra terrestris*, and its effects on population dynamics. – *Oecologia* **82**: 259-263.
- THIESMEIER, B. (1988): Zur Ökologie und Populationsdynamik des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra terrestris* Lacépède, 1788) im niederbergischen Land unter besonderer Berücksichtigung der Larvalphase. – Dissertation an der Universität - Gesamthochschule Essen.
- THIESMEIER, B. (1992): Amphibien und Reptilien im Ballungsraum Ruhrgebiet - Artenschutz als integrierter Bestandteil einer ökologischen Stadtplanung. – *LÖLF-Mitteilungen* **1/92**: 35-41.
- THIESMEIER, B. (1992): Ökologie des Feuersalamanders. – Westarp Verlag, Essen, 125 S.
- THIESMEIER, B. (2004): Der Feuersalamander. – Laurenti Verlag, Bielefeld, 192 S.
- VEITH, M. (1996): Der Feuersalamander – *Salamandra salamandra* (LINNAEUS, 1758) In: BITZ, A., K. FISCHER, L. SIMON, R. THIELE & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Band 1: 65–82. – Landau (GNOR).
- WEIßMAIR, W. (1994): Dokumentation der Amphibienfauna im zentralen Sengsengebirge 1992 (Rettenbach-Nock-Hopfung-Blumau; Oberösterreich) und amphibienezöologische Laichgewässerbewertung. – *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* **2**: 187-207.
- ZAHN, A. & ENGLMAIER, I. (2005): Zur Situation des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) in Südostbayern. – *Zeitschrift für Feldherpetologie* **12**: 242-249, Laurenti-Verlag, Bielefeld.

Anschriften der Verfasser:

Anna Hannappel
Brunnenstraße 11
56414 Hundsangen
anna.hannappel@gmail.com

Dipl.-Biol. Philipp Schiefenhövel
Will und Liselott Masgeik-Stiftung für Natur- und Landschaftsschutz
Am Hartenberg 1
56414 Molsberg
ps@masgeik-stiftung.de