

„Entwicklung von Wassertemperatur, Abfluss- regime und Sedimenttransport des Tiroler Lech in den letzten Jahrzehnten und mögliche Aus- wirkungen auf ausgewählte Biota“

Masterthesis

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Master of Science (M.Sc.)

an der Universität Koblenz

Fachbereich 3: Mathematik / Naturwissenschaften

vorgelegt von

B.Sc. Ramona Hahn

aus 73489 Jagstzell

Koblenz, 2026

„Entwicklung von Wassertemperatur, Abfluss- regime und Sedimenttransport des Tiroler Lech in den letzten Jahrzehnten und mögliche Aus- wirkungen auf ausgewählte Biota“

Masterthesis

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Master of Science (M.Sc.)

an der Universität Koblenz

Fachbereich 3: Mathematik / Naturwissenschaften

vorgelegt

am 22. Juni 2026

von B.Sc. Ramona Hahn

geb. am 11. April 1983

Referent: Prof. Dr. Andreas Lorke, RPTU Kaiserslautern-Landau

Ko-Referentin: PD Dr. Carola Winkelmann, BafG Koblenz

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	II
Abstract	III
1 Einleitung	1
2 Methodik	3
2.1 Untersuchungsgebiet Tiroler Lech	3
2.1.1 Geologie und Einzugsgebiet	4
2.1.2 Klimatologie	5
2.1.3 Hydrologie und Morphologie	6
2.2 Renaturierungsmaßnahmen im Naturpark Tiroler Lech	7
2.3 Prioritäre Arten des Naturparks (Habitatansprüche und Schutzstatus)	8
2.3.1 Der Steinkrebs (<i>Austropotamobius torrentium</i>)	9
2.3.2 Die Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	9
2.3.3 Der Flussregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)	10
2.3.4 Der Flusssuferläufer (<i>Actitis leucos</i>)	10
2.4 Forschungsfragen	11
2.5 Kurzübersicht über die Messstationen	12
2.6 Datenlage und Datenverarbeitung	13
2.6.1 Lufttemperaturen	13
2.6.2 Wassertemperaturen des Oberflächengewässers	13
2.6.3 Abflusswerte	14
2.6.4 Schwebstoffe und Geschiebe	14
3 Resultate	16
3.1 Analysen der abiotischen Faktoren: Temperaturentwicklung	16
3.1.1 Temperaturdaten: Allgemeiner Überblick	16
3.1.2 Analysen der Oberflächengewässer-Temperaturen	18
3.2 Analysen der abiotischen Faktoren: Abflussregime des Tiroler Lech	30
3.3 Analysen der abiotischen Faktoren: Sedimentation des Tiroler Lech	43
3.4 Analysen der Biota (Vergleich des Zustandes vor und nach den Renaturierungsmaßnahmen)	47
3.4.1 Der Steinkrebs (<i>Austropotamobius torrentium</i>)	47
3.4.2 Die Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	48
3.4.3 Der Flussregenpfeifer (<i>Charadrius dubius</i>)	49
3.4.4 Der Flusssuferläufer (<i>Actitis hypoleucos</i>)	51
4 Diskussion	53
Abbildungsverzeichnis	57
Tabellenverzeichnis	60
Anhänge	61
Literaturverzeichnis	IV
Eidesstattliche Versicherung	IX

Danksagung

Der größte Dank gebührt meinen beiden Betreuern, Herrn Prof. Dr. Lorke und Frau PD Dr. Winkelmann, für ihre engagierte Unterstützung, die fachliche Begleitung und die zahlreichen wertvollen Hinweise während der Erstellung dieser Arbeit. Sie haben mir die Durchführung dieser Arbeit überhaupt erst möglich gemacht, mich mit viel Geduld unterstützt und durch ihre konstruktiven Anregungen, ihr Vertrauen und Verständnis wesentlich zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen. Sicherlich ist es nicht selbstverständlich, einen ungeplanten Betreuerwechsel derart unkompliziert und entgegenkommend aufzufangen.

Ein großes Dankeschön gilt es auch an das Leitungsteam des Naturparks Tiroler Lech (Lena Nicklas und Nora Schneider) zu richten, die mir den nötigen Zugriff auf die relevanten Daten ermöglicht haben, mir hilfreiche Hinweise und Tipps gaben und mir viele Einblicke in die Tätigkeiten des Naturparks ermöglichten. Ebenso gilt ein herzlicher Dank an Cornelia Gassler vom BMLUK (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft) Österreich, die mir für Rückfragen zu erweiterten Datensätzen stets Rede und Antwort stand.

Besonders möchte ich meinem Mann danken, der mich in dieser anstrengenden und arbeitsintensiven Zeit herausragend unterstützt hat.

Außerdem sei noch allen weiteren Personen gedankt, die dazu beigetragen haben, dieses Projekt zu verwirklichen.

Abstract

Alpine river systems are particularly sensitive to climatic and anthropogenic pressures, which influence key physical processes such as water temperature, discharge regimes, and sediment transport. The Tyrolean Lech, one of the last near-natural braided rivers in the Northern Alps, represents a valuable case study for analyzing long-term hydro-morphological dynamics and their ecological implications.

This study investigates multi-decadal changes in water temperature, discharge, and sediment transport based on long-term datasets from hydrological monitoring stations within the Lech catchment. Discharge data from selected gauging stations and water temperature records are analysed for the period from approximately 1996 to 2025 for temperatures, 1951 to 2022 for discharge and 2009 to 2022 for sediment. Temporal trends and seasonal shifts are evaluated using non-parametric statistical methods, including the Mann–Kendall test and Sen’s slope estimator. Changes in flow regime characteristics are assessed through indicators such as annual discharge patterns, low-flow and high-flow metrics.

Biological monitoring data collected before and after restoration were evaluated alongside long-term records of abiotic parameters. This approach allowed the author to assess the ecological effects of the restoration measures and to qualify the influence of concurrent physical changes in the river environment.

By integrating long-term hydrological records and ecological data, this study provides a comprehensive assessment of system dynamics in the Tyrolean Lech and contributes to an improved understanding of how alpine river ecosystems respond to environmental and climatic change.

Keywords:

stream temperature, discharge, climate change, ecological impact

1 Einleitung

Globale Klimaveränderungen stellen einen der zentralen Einflussfaktoren für die zukünftige Entwicklung alpiner Flusssysteme dar. Der Intergovernmental Panel on Climate Change hebt in seinem aktuellen Synthesebericht hervor, dass Gebirgsregionen besonders stark von steigenden Temperaturen betroffen sind, was sich unmittelbar auf hydrologische Prozesse auswirkt (IPCC, 2023). Im Alpenraum führt dies insbesondere zu einem beschleunigten Gletscherrückgang, veränderten Schneeschmelzregimen sowie zu einer Verschiebung der saisonalen Abflussdynamik. Während kurzfristig erhöhte Abflüsse durch verstärkte Gletscherschmelze auftreten können, wird langfristig ein Rückgang sommerlicher Abflüsse erwartet, da die glazialen Speicher zunehmend verloren gehen. Darüber hinaus prognostiziert der IPCC eine Zunahme hydrologischer Extremereignisse wie Hochwasser infolge intensiver Niederschläge sowie verlängerte Niedrigwasserperioden. Diese Veränderungen beeinflussen nicht nur die Wasserverfügbarkeit, sondern auch den Sedimenthaushalt alpiner Flüsse. Intensivere Abflussergebnisse können zu erhöhtem Geschiebetransport führen, während gleichzeitig reduzierte Basisabflüsse die kontinuierliche Umlagerung von Sedimenten einschränken. In Kombination mit steigenden Wassertemperaturen ergeben sich tiefgreifende Auswirkungen auf die physikalisch-chemischen Bedingungen aquatischer Lebensräume. Die im IPCC-Bericht dargestellten Entwicklungen verdeutlichen, dass alpine Flusssysteme künftig verstärkten dynamischen Veränderungen unterliegen werden. Insbesondere die enge Kopplung zwischen hydrologischen, thermischen und geomorphologischen Prozessen macht deutlich, dass isolierte Betrachtungen einzelner Faktoren nicht ausreichen, um die Systemreaktionen umfassend zu verstehen. Vielmehr ist eine integrative Analyse erforderlich, die die komplexen Wechselwirkungen zwischen Klimaantrieb und Flussdynamik berücksichtigt und deren Auswirkungen auf ökologische Systeme einbezieht.

Insbesondere naturnahe Wildflüsse wie der Tiroler Lech stellen aufgrund ihrer weitgehend intakten hydromorphologischen Prozesse wertvolle Referenzsysteme dar. Der Tiroler Lech gilt als einer der letzten großräumig erhaltenen Wildflüsse der nördlichen Alpen und ist durch ein verzweigtes Gewässernetz, aktive Umlagerungsprozesse sowie eine hohe strukturelle Vielfalt gekennzeichnet (BMLUK, 2024). Die Wechselwirkungen zwischen Abflussregime, Wassertemperatur und Sedimenttransport prägen maßgeblich die Flussmorphologie und beeinflussen die räumliche und zeitliche Verfügbarkeit von Habitaten für aquatische und terrestrische Organismen.

In den letzten Jahrzehnten sind jedoch deutliche Veränderungen in alpinen Flusssystemen zu beobachten. Neben direkten anthropogenen Eingriffen wie Flussregulierungen, Geschiebemanagement und Nutzungsdruck wirkt sich insbesondere der Klimawandel zunehmend auf hydrologische und thermische Prozesse aus. Steigende Lufttemperaturen führen zu Veränderungen der Wassertemperaturregime, während sich veränderte Niederschlagsmuster und Gletscherrückgang auf das saisonale Abflussverhalten auswirken. Für den Alpenraum wird eine Verschiebung hin zu höheren Winterabflüssen und tendenziell niedrigeren Sommerabflüssen beschrieben (Voss, 2025). Diese Entwicklungen beeinflussen wiederum den Sedimenttransport, der eine zentrale Rolle für die Ausbildung und Erhaltung dynamischer Flusslandschaften spielt (Liedermann et al., 2019).

Die ökologischen Auswirkungen dieser Veränderungen sind vielfältig.

Temperaturabhängige Prozesse beeinflussen Stoffwechsel, Reproduktion und Verbreitung aquatischer Organismen, während Änderungen im Abfluss- und Sedimentregime die Habitatverfügbarkeit und -stabilität maßgeblich steuern. Für die Biota in diesen Fluss-Systemen sind

sowohl der Zeitpunkt bzw. die Häufigkeit als auch die Menge an Abfluss entscheidende Faktoren (Hock et al., 2019). Charakteristische Arten der Schotterbank- und Auenökosysteme reagieren besonders sensibel auf solche Veränderungen (BMLUK, 2024).

Niedrist (2023) zeigt anhand von mehr als 40 Jahren Messdaten der zentralalpiner Flüsse Inn und Großache, dass auch Gebirgsgewässer, die lange als vergleichsweise klimastabil galten, deutliche Erwärmungstrends aufweisen. Die mittleren Wassertemperaturen stiegen um etwa 0,24 °C (Inn) bis 0,44 °C (Großache) pro Dekade, wobei die Erwärmung nicht nur im Sommer (Juni bis August), sondern auch in den Wintermonaten November und Dezember auftritt. Darüber hinaus wurden steigende Minimal- und Maximaltemperaturen sowie eine Verlängerung von Warmwasserperioden festgestellt. Für das Abflussregime wurden zunehmende Abflüsse von Oktober bis Mai und abnehmende Abflüsse von Juni bis September festgestellt. Die Studie verdeutlicht, dass der Klimawandel die thermischen und hydrologischen Eigenschaften von Gebirgsflüssen nachhaltig verändert und damit erhebliche ökologische Auswirkungen auf sensible aquatische Lebensgemeinschaften zu erwarten sind.

Trotz dieser Erkenntnisse besteht eine wesentliche Forschungslücke in der integrativen Betrachtung der langfristigen Entwicklung von Wassertemperatur, Abflussregime und Sedimenttransport sowie deren kombinierter Einfluss auf biologische Komponenten. Vorliegende Studien fokussieren häufig auf einzelne Parameter oder kürzere bzw. saisonal begrenzte Zeiträume, wodurch gekoppelte Prozesse und deren zeitliche Dynamik nur unzureichend erfasst werden. Insbesondere für den Tiroler Lech fehlt es an systematischen Langzeitanalysen, die physikalische und ökologische Aspekte gemeinsam untersuchen und in einen übergeordneten Wirkungszusammenhang stellen (Lechforschung 2050+, o.J.).

Vor diesem Hintergrund ist es das Ziel der vorliegenden Arbeit, diese Forschungslücke zu schließen, indem sie die Entwicklung der Wassertemperatur, des Abflussregimes und des Sedimenttransports des Tiroler Lech über den Zeitraum mehrerer Jahrzehnte und auf Grundlage von Tageswerten analysiert und deren Wechselwirkungen untersucht. Darauf aufbauend sollen mögliche Auswirkungen dieser Veränderungen auf ausgewählte Biota identifiziert und bewertet werden. Die Arbeit verfolgt somit einen integrativen Ansatz, der hydrologische, geomorphologische und ökologische Prozesse miteinander verknüpft, um ein verbessertes Verständnis der Systemdynamik alpiner Wildflüsse unter sich wandelnden Umweltbedingungen zu ermöglichen.

2 Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet Tiroler Lech

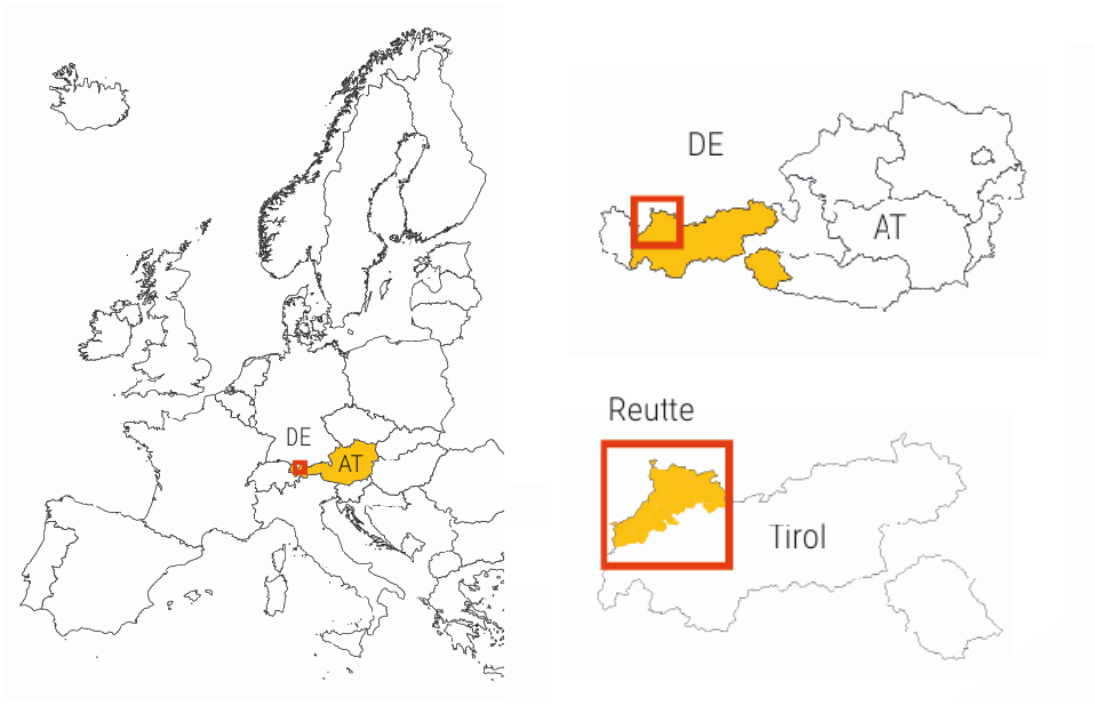


Abb. 1: Geografische Lage des Tiroler Lech (LIFE Lech, 2022)

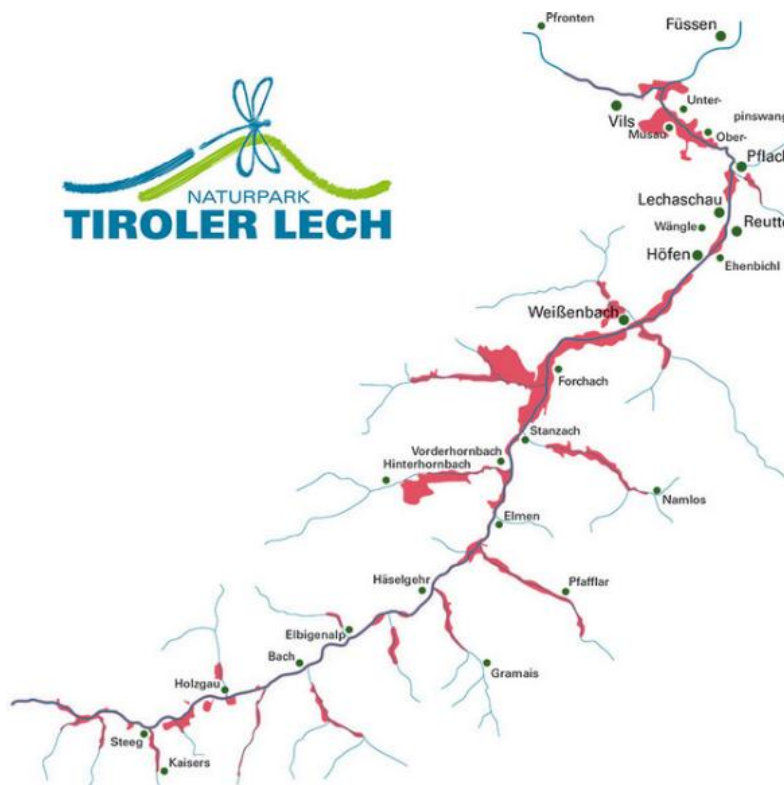


Abb. 2: Verlauf des Tiroler Lech innerhalb des Naturparks; rote Bereiche: Natura2000-Gebiet (LIFE Lech, 2022)

2.1.1 Geologie und Einzugsgebiet

Der Tiroler Lech fließt in einem etwa 60 km langen Trogtal zwischen den Lechtaler und den Allgäuer Alpen im Bundesland Tirol (Österreich). Er entspringt auf ca. 1840 m Meereshöhe im Lechquellgebiet (Formarinsee) im Bundesland Vorarlberg (Österreich) und wird erst nach der Vereinigung von Spullerbach und Formarinbach als Fließgewässer dokumentiert. Der Lech fließt von Warth bis Ziegelwies bei Reutte durch den Bezirk Reutte/Außerfern, verlässt dann Österreich und strömt durch Bayern, wo er nach insgesamt 264 km Länge nahe Donauwörth als drittgrößter Zubringer in die Donau mündet (Zettl, 2001).

Das Einzugsgebiet des Tiroler Lech ist durch die geologischen Strukturen der Nördlichen Kalkalpen geprägt und umfasst wesentliche Teile der Lechtaler sowie Allgäuer Alpen. Die Lithologie wird überwiegend von karbonatischen Gesteinen wie Kalken und Dolomiten dominiert, die aufgrund ihrer Verwitterungsanfälligkeit eine bedeutende Quelle für Sedimentmaterial darstellen. In Kombination mit der ausgeprägten Reliefenergie des alpinen Einzugsgebiets führt dies zu intensiven Erosionsprozessen und einer kontinuierlichen Bereitstellung von Geschiebe, das in das Flusssystem eingetragen wird. Charakteristisch ist dabei die hohe Sedimentverfügbarkeit, die wesentlich zur Ausbildung der typischen Wildflussmorphologie beiträgt.

Der Tiroler Lech transportiert große Mengen an Geschiebe aus seinen Seitentälern, wobei dieses Material während Hochwasserereignissen mobilisiert, umgelagert und weiter zerkleinert wird. Dieser kontinuierliche Sedimentnachschieb stellt eine zentrale Steuergröße für die Dynamik des Flusssystems dar und verhindert eine stabile Gerinneausbildung. Gleichzeitig führt ein Ungleichgewicht im Sedimenthaushalt, etwa durch anthropogene Eingriffe, zu morphologischen Anpassungsprozessen wie Sohleneintiefung oder einer Reduktion der Schotterbänke. Das Einzugsgebiet weist zudem eine hohe Sensitivität gegenüber hydrologischen und klimatischen Veränderungen auf. Aufgrund der steilen Hanglagen und der teilweise geringen Speicherkapazität der Böden reagiert das System rasch auf Niederschlagsereignisse, wodurch es zu schnellen Abflussreaktionen und intensiven Transportprozessen kommt. Studien zum Tiroler Lech zeigen, dass trotz anthropogener Einflüsse ein großer Teil des Flusses noch ausreichend Raum besitzt, um eine ausgeprägte verzweigte Morphologie mit großflächigen Schotterbänken auszubilden (Mergili & Duffy, 2022). Gleichzeitig weisen diese Arbeiten darauf hin, dass Eingriffe in den Sedimenthaushalt zu Geschiebedefiziten und damit verbundenen morphologischen Veränderungen führen können.

Insgesamt wird deutlich, dass die geologischen Rahmenbedingungen und die Struktur des Einzugsgebiets maßgeblich die hydromorphologische Dynamik des Tiroler Lech steuern. Die enge Kopplung zwischen Lithologie, Relief und Sedimentverfügbarkeit bildet dabei die Grundlage für die charakteristische Ausprägung dieses alpinen Wildflusssystems.

2.1.2 Klimatologie

Das Tiroler Lechtal ist Teil des inneralpinen Klimaraums der Nördlichen Kalkalpen und weist eine ausgeprägte klimatische Differenzierung auf, die maßgeblich durch Topographie, Höhenlage und großräumige Luftströmungen bestimmt wird. Der Alpenraum fungiert als Klimascheide zwischen atlantisch geprägten Luftmassen aus dem Westen und kontinentalen Einflüssen aus dem Osten, wodurch sich im Lechtal eine Übergangslage mit regional differenzierten klimatischen Bedingungen ergibt. Die komplexe Reliefstruktur führt dabei zu kleinräumigen Klimavariationen, insbesondere in Abhängigkeit von Exposition, Höhenlage und Talgeometrie.

Die Temperaturverhältnisse im Lechtal sind typisch für alpine Regionen. Die Jahresmitteltemperaturen variieren stark mit der Höhe und liegen in Tallagen im Bereich von etwa 5 bis 8 °C. Die Winter sind kalt, mit häufigen Frostperioden und stabilen Kaltluftlagen, während die Sommer vergleichsweise kühl bleiben. Charakteristisch ist zudem eine hohe tägliche und saisonale Temperaturamplitude. Inversionswetterlagen treten insbesondere im Winter häufig auf und führen zu einer Entkopplung der Temperaturverhältnisse zwischen Tal- und Höhenlagen.

Die Niederschlagsverteilung folgt einem alpinen Muster mit einem deutlichen Maximum in den Sommermonaten. Konvektive Niederschläge sowie orographische Hebung spielen dabei eine zentrale Rolle. Die jährlichen Niederschlagsmengen liegen je nach Lage und Höhe typischerweise zwischen etwa 1.000 und 1.800 mm. Ein wesentlicher Anteil des Niederschlags fällt im Winterhalbjahr als Schnee, wodurch sich eine ausgeprägte saisonale Schneedecke ausbildet. Diese stellt einen wichtigen Speicher im hydrologischen System dar, da das Wasser erst während der Schneeschmelze im Frühjahr und Frühsommer freigesetzt wird.

Ein weiteres charakteristisches Merkmal des alpinen Klimas im Lechtal ist die hohe Variabilität meteorologischer Parameter. Extremereignisse wie Starkniederschläge, Hochwasser oder Trockenperioden treten vergleichsweise häufig auf und tragen zur Dynamik des Systems bei. Gleichzeitig zeigt sich im langfristigen Trend eine deutliche Veränderung der klimatischen Bedingungen. Insbesondere ist ein Anstieg der Lufttemperaturen zu beobachten, der über dem globalen Durchschnitt liegt. Parallel dazu verändern sich Niederschlagsregime sowie Dauer und Mächtigkeit der Schneedecke.

Diese klimatischen Veränderungen haben weitreichende Auswirkungen auf hydrologische und geomorphologische Prozesse im Einzugsgebiet des Lech. Eine frühere Schneeschmelze, veränderte Abflussregime sowie eine Zunahme von Extremereignissen beeinflussen die Dynamik des Flusssystems und damit auch die ökologischen Rahmenbedingungen. Insgesamt verdeutlicht die Klimatologie des Tiroler Lechtals die hohe Sensitivität alpiner Regionen gegenüber klimatischen Veränderungen und unterstreicht die Bedeutung langfristiger klimatologischer Beobachtungen für das Verständnis dieser Prozesse (Adler et al., 2015).

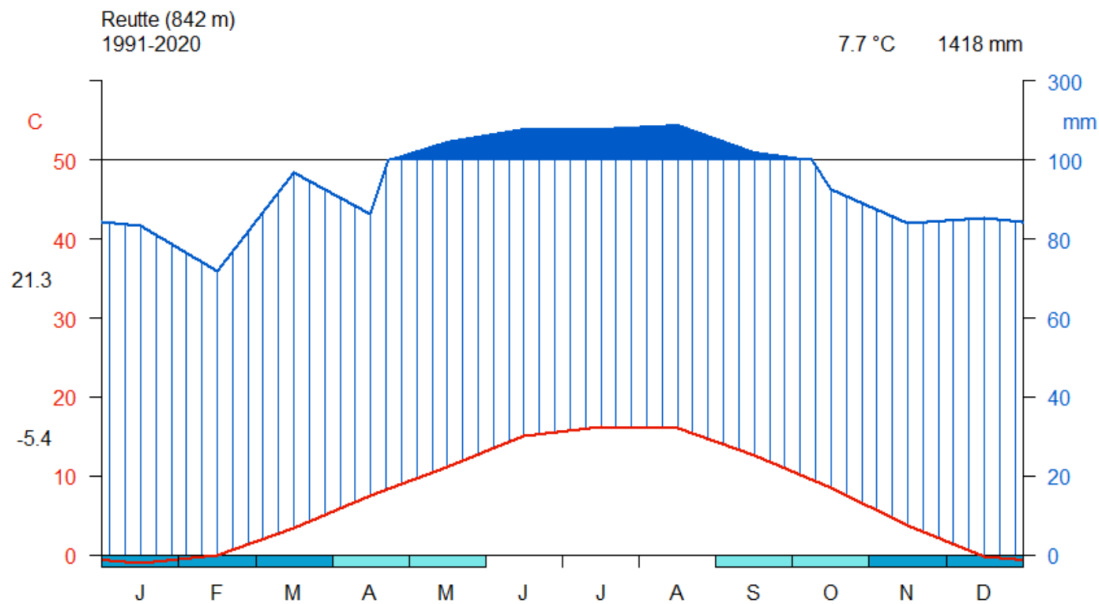


Abb. 3: Klimadiagramm Reutte (Tirol). Quelle: GeoSphere Austria; Darstellung nach KLAR! Klimaregion Außerfern (o. J.)

2.1.3 Hydrologie und Morphologie

Als kalkalpiner Fluss weist der Tiroler Lech ein starkes Gefälle, große Geschiebefracht und ein überwiegend nival bis nivo-glazial geprägtes Abflussregime auf, das maßgeblich durch die saisonale Schneeschmelze bestimmt wird. Charakteristisch sind hohe Abflüsse im späten Frühjahr und Frühsommer sowie vergleichsweise niedrige Abflüsse in den Wintermonaten. Zusätzlich können intensive Niederschlagsereignisse im Sommer zu kurzfristigen Hochwasserspitzen führen. Die hydrologische Dynamik des Lech ist dabei durch eine hohe Variabilität gekennzeichnet, die sowohl durch klimatische Faktoren als auch durch die topographischen und geologischen Eigenschaften des alpinen Einzugsgebiets beeinflusst wird (BMLUK, 2024).

Langfristige Untersuchungen zeigen, dass der Abfluss des Lech sensibel auf klimatische Veränderungen reagiert. Insbesondere Veränderungen in Temperatur- und Niederschlagsmustern wirken sich auf die saisonale Abflussverteilung sowie auf die Häufigkeit und Intensität von Hochwasserereignissen aus. Modellbasierte Analysen für das Einzugsgebiet des Lech belegen, dass sich unter zukünftigen Klimabedingungen sowohl das Abflussregime als auch das Hochwasserrisiko signifikant verändern können (Dobler et al., 2012). Diese Entwicklungen unterstreichen die enge Kopplung zwischen klimatischen Prozessen und hydrologischer Dynamik in alpinen Flusssystemen.

Der Tiroler Lech ist ein typischer alpiner Wildfluss und weist über weite Strecken ein verzweigtes Gerinnemuster auf, das durch mehrere gleichzeitig aktive Flussarme und ausgedehnte Schotterbänke charakterisiert ist. Diese Morphologie resultiert aus der Kombination von hoher Sedimentverfügbarkeit, steilem Gefälle und stark variierenden Abflüssen. Insbesondere während Hochwasserereignissen kommt es zur Mobilisierung

großer Geschiebemengen, wodurch Umlagerungsprozesse angestoßen werden, die zur ständigen Veränderung des Flusslaufs und zur Neubildung von Habitatstrukturen führen.

Die morphologische Dynamik des Lech ist eng mit dem Sedimenthaushalt und dem Abflussregime verknüpft. Studien zeigen, dass alpine Flusssysteme wie der Lech durch eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Gerinneformen geprägt sind, wobei Sedimenttransportprozesse eine zentrale Steuergröße darstellen (Wohl et al., 2015). Gleichzeitig können anthropogene Eingriffe, wie Geschiebemanagement oder Flussregulierungen, zu einer Reduktion der lateralen Dynamik und zu einer Stabilisierung des Gerinnes führen. Dies kann langfristig die natürliche Umlagerungsdynamik einschränken und die für Wildflüsse typische Strukturvielfalt vermindern.

Insgesamt stellt die Morphologie des Tiroler Lech ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Abfluss, Sedimenttransport und Gerinne-Entwicklung dar, das maßgeblich durch natürliche Prozesse, aber zunehmend auch durch äußere Einflussfaktoren geprägt wird.

2.2 Renaturierungsmaßnahmen im Naturpark Tiroler Lech

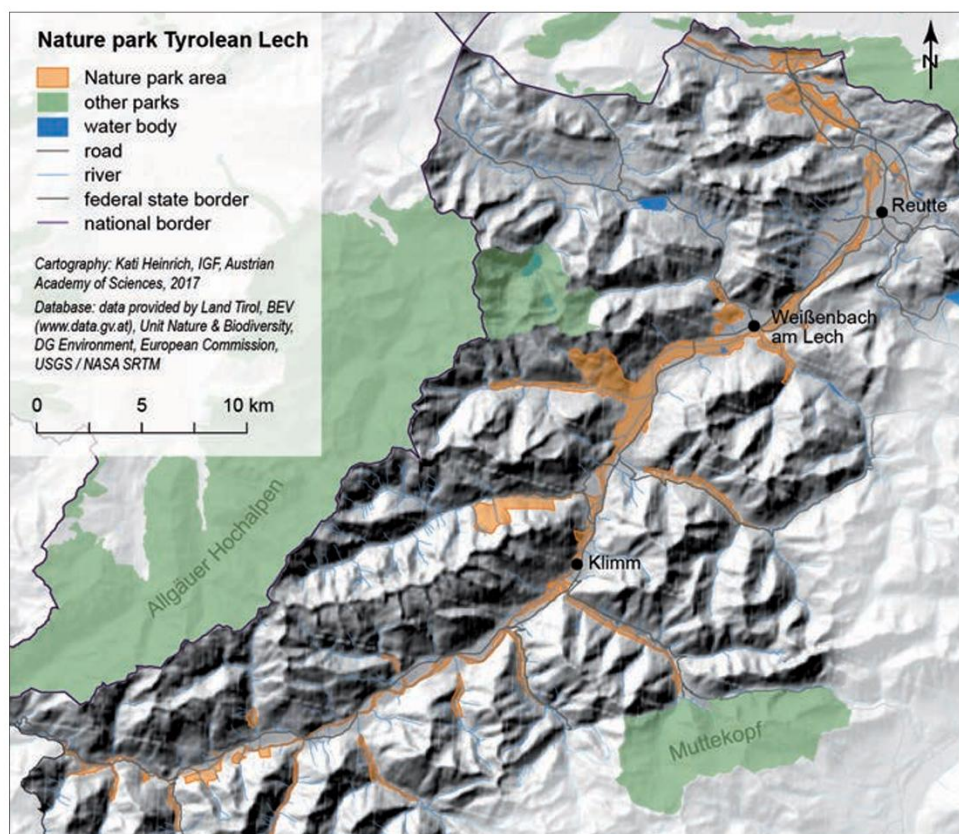


Abb. 4: Naturpark Tiroler Lech (Braun et al., 2018)

Der Tiroler Lech ist einer der letzten naturnahen Wildflüsse Europas und aufgrund der Sensibilität dieses Landschaftstyps stark gefährdet. Das Zusammenspiel aus Wasser, Geröll, Kies und Sand ist entscheidend für Erosion und Ablagerungen des Flussbettes und Uferbereichs, sodass sich dieser Wildfluss stetig verändert und an manchen Stellen bis zu 100 Meter Breite aufweisen kann. Typisch ist die Ausbildung großer Sand-, Schotter- und Kiesbänke sowie breiter Auwaldzonen. 41,4 km² des Haupttals und wichtiger Seitentäler wurden als Natura2000-Gebiet in das Schutzgebietsnetzwerk der EU integriert (Landmann, 2007).

Im Rahmen des 1. LIFE-Projekts wurden auf insgesamt 6 km Renaturierungsmaßnahmen an den Flüssen Lech und Vils durchgeführt. Durch Flussaufweitungen konnte der Lech Teile seines ursprünglichen Flussbetts zurückgewinnen. Die Entfernung von zwei Kiesbarrieren verbesserte den Sedimenttransport und half, die Flussbett-Erosion zu stoppen, die zuvor zu einem Absinken des Grundwasserspiegels geführt hatte – eine zentrale Bedrohung für wichtige Lebensräume. Zusätzlich wurden kleinere Maßnahmen an Bächen und Gräben umgesetzt, um Wanderhindernisse für Fische zu beseitigen und ökologisch wertvolle Lebensräume zu schaffen. 40 Kleingewässer für Amphibien und die stark gefährdete Libellenart *Coenagrion hylas* wurden neu angelegt oder wiederhergestellt. Begleitend dazu gab es Öffentlichkeitsarbeit mit kreativen Aktionen wie Schulwettbewerben, Schulungen für Naturführer und einem Zeitrafferfilm. Eine enge Zusammenarbeit zwischen Naturschutzbehörde, Wasserbauverwaltung und dem WWF wurde erfolgreich etabliert (LIFE European Database, o.J.).

Von September 2016 bis September 2022 wurde am Tiroler Lech das zweite LIFE-Flussrevitalisierungsprojekt, getragen von der Bundeswasserbauverwaltung Tirol, der Abteilung Umweltschutz des Landes Tirol und dem Wasserwirtschaftsamt Kempten, umgesetzt mit 60% Förderung aus dem Europäischen LIFE Umwelt Fonds. Im Rahmen des sogenannten „Projekts LIFE Lech“ wurden dreizehn flussbauliche Maßnahmen bis hin zum Bereich der Staatsgrenze zu Deutschland und verschiedene Artenschutzmaßnahmen am Tiroler Lech und dessen Grenzverlauf zu Deutschland umgesetzt: Es wurden insgesamt 7 km Flussverbauungen entfernt, drei Nebenarme angelegt und 1,3 km Bühnen eingekürzt und dadurch ebenfalls Schotterflächen und Pionierstandorte für hochspezialisierte, an den Wildfluss besonders angepasste Arten geschaffen. Ein weiterer Effekt war die Stabilisierung des Grundwasserspiegels und die Verhinderung einer weitergehenden Eintiefung der Flusssohle. Ein breit aufgestelltes Monitoring-Programm begleitet die Umsetzung der Maßnahmen durch die Auswertung von Prä- und Post-Monitoringdaten aus den Bereichen Koordination & Synthese, Abiotik, Biotik, LIFE Project Performance Indikatoren, Ökosystemfunktionen und sozio-ökonomische Wirkungen (LIFE Lech, 2022).

2.3 Prioritäre Arten des Naturparks (Habitatansprüche und Schutzstatus)

Als Grundlage für die Analyse der Biota des Tiroler Lech diente die „Rangliste der prioritären Arten“ für geplante Schutzmaßnahmen (Tab. 1, Anhang). Von ursprünglich 108 bedeutenden Arten erfolgte eine Priorisierung der 20 relevantesten Arten anhand ihrer Gefährdung, ihres Schutzstatus, ihrer regionalen Bedeutung sowie ihrer Öffentlichkeitswirksamkeit (LIFE Lech, 2022). Aus dieser Rangliste wurden für die vorliegende Arbeit diejenigen selektiert, welche einerseits direkt im bzw. am Gewässer vorkommen und so den Effekten der analysierten abi-

otischen Veränderungen aufgrund ihrer sensiblen Habitatansprüche am unmittelbarsten ausgesetzt sind. Andererseits war auch die Verfügbarkeit vergleichbarer Monitoringdaten für die Auswahl dieser Arten mitentscheidend. Diese Voraussetzungen waren letztlich erfüllt für Flussregenpfeifer, Flusssuferläufer und Koppe. Der Steinkrebs war aufgrund seiner Funktion als Indikatorspezies für intakte Flusslebensräume besonders interessant, konnte aber leider mangels aktueller Monitoringdaten nur prognostisch analysiert werden.

2.3.1 Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)

Die von Eder & Hödl 1998 veröffentlichte Arbeit „Flusskrebse Österreichs“ war die erste umfassende wissenschaftliche Literatur zum Thema. In Österreich kommen mit dem Edel-, Stein- und Dohlenkreb drei autochthone Krebsarten vor. Während der Steinkrebs in ganz Österreich relativ häufig vorkommt, wird er in Tirol nur noch im unteren Archbach und im Haldensee angetroffen (Füreder & Machino, 1999) und gilt als „gefährdet“ (Umweltbundesamt Österreich, o.J.).

Als Habitat bevorzugt der Steinkrebs vorrangig schmale, schnell fließende Bäche mit Steigung und mit wechselnden Abflussmengen (bevorzugt wird ein Abfluss < 25 cm/s), er kann aber auch in kühlen, stehenden Gewässern vorkommen. Heterogenes Substrat und Holz (Steine mit einer Auflagefläche > 300 cm²) werden bevorzugt, da dieses als Versteckmöglichkeit vor Prädatoren wie Bachforelle, Koppe oder Fischotter dient und gleichzeitig das Abdriften verhindert. Fließgeschwindigkeiten zwischen 0-5 cm/s werden bevorzugt, die Tiere sind großteils ortstreu und wandern die längsten Strecken im Frühjahr. Vorhandene Ufervegetation sorgt im Optimalfall für den Eintrag von Biomasse als Nahrungsquelle, jedoch ist ein Eintrag von Dünger oder Pestiziden ins Gewässer negativ für die Habitatverfügbarkeit zu bewerten. Wassertemperaturen über 20°C werden nur dann toleriert, wenn die Sauerstoff-Sättigung nahezu erreicht ist. Abgesehen von den genannten Habitatansprüchen ist ein weiteres großes Problem die durch den Pilz *Aphanomyces astaci* europaweit verursachte Krebspest (Pöckl & Streissl, 2005, und Pöckl, 1999).

2.3.2 Die Koppe (*Cottus gobio*)

Die Koppe ist ein vorwiegend nachtaktiver, grundständiger Süßwasserfisch rhithraler Gewässer. Er benötigt steiniges Substrat, niedrige Wassertemperaturen sowie Nährstoffkonzentrationen, jedoch eine hohe Sauerstoffkonzentration. Meist findet man die Koppe unterhalb ca. 1200m Meereshöhe. Häufigster Fraß-Feind insbesondere der juvenilen Tiere ist die Bachforelle, was besonders mit Blick auf die Bestände vor und nach den Renaturierungsmaßnahmen am Tiroler Lech eine Rolle für den Arterhalt spielen könnte (siehe Kapitel 3). Gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie ist sie – obwohl in ganz Österreich verbreitet – eine schutzwürdige Art (Richtlinie 92/43/EWG des Rates). Vor allem in hydromorphologisch beeinträchtigten Gewässern sowie in Gewässerabschnitten mit zu hohem Forellenbesatz sind die Bestände der Koppe zurückgegangen oder ganz verschwunden (Wolfram & Miksch, 2007). Negativ auf die Habitatansprüche wirken sich laut Niedrist et al. (2023) Aufstauungen und Unterbrechungen des Flusskontinuums, die Erhöhung des Feinsedimentgehalts sowie Ufersicherungen aus. Ein großes Problem sind insbesondere Wasserkraftwerke (von welchen es besonders in den großen österreichischen Gewässern eine Vielzahl gibt), da sie das Abflussregime des Flusses verändern, indem sie die Längsfließrichtung durch Dämme und Aufstauungen unterbrechen. Ein Rückgang lokaler Populationen aufgrund physischer Barrieren vor allem bei Fischen mit geringer Schwimm- oder Sprungkraft wie der Koppe ist

vielfach dokumentiert; diese benötigen höhere Wasserstände, um flussaufwärts oder in Richtung der Uferzonen zu wandern, und so ist auch die Koppe mit ihrem eingeschränkten Bewegungsradius von unter 150m ein Indikator für die Auswirkungen anthropogener Einflüsse auf Gewässer. Durch extreme und schnelle Veränderungen des Abflussregimes sind vor allem die juvenilen Fischstadien aufgrund höherer Mortalität, flussabwärts gerichteter Verdriftung sowie einer Reduzierung des Makrozoobenthos betroffen (Fischer & Kummer, 2000).

2.3.3 Der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)

Der Flussregenpfeifer benötigt großflächige, vegetationslose Pionierstandorte wie Schotter-, Kies- und Sandufer von Flüssen und fungiert somit in diesem Primärlebensraum besonders gut als Indikator für eine intakte Gewässerdynamik. Besonders verbreitet ist er an Flüssen mit „Wildflusscharakter“, also mit möglichst natürlicher Wasser- und Geschiebeführung. Neben flussbaulichen Maßnahmen (Befestigungen des Ufers, Schutzmaßnahmen gegen Hochwasser, Bau von Wasserkraftwerken) sind die Zunahme von Gehölzbeständen im Uferbereich sowie der zunehmende Freizeitdruck durch den Menschen an geeigneten Brutplätzen die Hauptfaktoren für die Rückgänge der Bestände in Mitteleuropa (Bauer et al., 2012). 70% der Tiroler Fließgewässer sind in ihrer Natürlichkeit entweder stark eingeschränkt oder sogar als naturfern zu bezeichnen (Lassacher, 2012). Gemäß der Roten Liste Österreich ist er eine gefährdete Art, die Rote Liste Tirol bezeichnet ihn als „vom Verschwinden bedroht“ (Umweltbundesamt Österreich, o.J.; Landmann & Lentner, 2001). In Tirol gibt es das einzige große, zusammenhängende Brutgebiet des Flussregenpfeifers nur noch am Tiroler Lech. Außerhalb des Lech kommt der Flussregenpfeifer noch an den Uferbänken und Inseln der Donau und mäandrierenden Tieflandflüssen wie Lafnitz und Freistritz vor. Die Vögel erreichen ihren Brutplatz meist Ende März und beginnen mit der Brut frühestens ab Ende April.

2.3.4 Der Flusssuferläufer (*Actitis leucos*)

Laut Bauer et al. (2012) ist der Flusssuferläufer eine „Charakterart dynamischer, geschiebereicher Fließgewässersysteme“. Als Primärhabitat und um stabile Populationen zu entwickeln, benötigt er großflächige, möglichst störungsfreie Bereiche mit Sand-, Schlamm- und Schotterablagerungen und lückenhafter Vegetation. Weltweit zählt der Flusssuferläufer zwar zu den nicht gefährdeten Arten (IUCN, o.J.), seine Bestände sind in den letzten Jahrzehnten aber vor allem in den tiefen und mittleren Lagen Mitteleuropas zurückgegangen. Die Hauptvorkommen liegen vorwiegend im Alpenraum, in den Sudeten, Karpaten und Teilen des Rheintals, jedoch auch hier mit abnehmender Tendenz. Auf der Roten Liste Österreich wird er als stark gefährdet geführt (Bestand abnehmend) (Birdlife Österreich, o.J.). Auch der Flusssuferläufer fungiert als Indikatorart aufgrund seines spezifischen Lebensraumsanspruchs und der Tatsache, dass er eine relativ große Bandbreite verschiedenster Flusstypen abdeckt (Frühauf & Dvorak, 1996). Vom Menschen stark beeinflusste Fließgewässerabschnitte, z.B. verbaute oder freizeitlich intensiv genutzte Flussstrecken, werden vom Flusssuferläufer in der Regel gemieden, weshalb dem Schutz des Flusssuferläufers insbesondere als heimische Brutvogelart bei der Interessensabwägung und Bewertung geplanter Wasserkraftprojekte besondere Bedeutung beigemessen wird. Vor allem seine Eignung als Indikatorart begründet ein regelmäßiges Bestandsmonitoring am Tiroler Lech, um negativen Bestandsentwick-

lungen entgegenzuwirken und Förderungsmaßnahmen ökologisch wertvoller Flusslebensräume voranzutreiben bzw. deren Erfolg zur Förderung gefährdeter Arten evaluieren zu können (Eberhard, 2013).

Beide Vogelarten leben auf Kiesinseln im oder am Fluss; besonders gerade Flächen mit starker Flussprägung haben sich als überdurchschnittlich wichtig als Habitat für Arten der Roten Liste herausgestellt (Landmann & Böhm, 2007). Zum Zeitpunkt der Studie von Landmann & Böhm waren über 50% der Brutvogelarten des Tiroler Lechtals gefährdet, davon 37% der brütenden Arten auf der Roten Liste Österreichs.

2.4 Forschungsfragen

Die Auswirkungen des Klimawandels auf verschiedene Klimazonen und Habitate werden durch das IPCC in regelmäßigen Abständen veröffentlicht, so auch für den Zustand alpiner Lebensräume und Gewässer. Es gibt einen klar erkennbaren Zusammenhang zwischen Luft- und Wassertemperatur, und die durch steigende Gewässertemperaturen verursachten Folgen sind äußerst vielfältig (Adler et al., 2022, und Caretta et al., 2022). Für einzelne Gewässer ist trotz großer Datenmenge bisher eine Auswertung dieser Datensätze, welche z.T. ein Jahrhundert an lückenlosen Werten umfassen, nicht erfolgt, weshalb ich mit meiner Forschungsarbeit darauf abziele, diese Auswertungslücke für den Tiroler Lech zu schließen und dadurch folgende Fragen zu beantworten:

1. Wie haben sich die Gewässertemperaturen (Oberflächengewässer) an verschiedenen Messstellen des Tiroler Lech über den Verlauf der letzten Jahrzehnte dargestellt? Hypothese: Es ist an allen Messstellen eine statistisch signifikante Zunahme der Wassertemperaturen zu verzeichnen, unabhängig von Veränderungen in monatlichen Mustern und zufälligen Fluktuationen.
2. Wie hat sich das Abflussregime an verschiedenen Messstellen des Tiroler Lech über den Verlauf der letzten Jahrzehnte dargestellt? Hypothese: Es ist an allen Messstellen eine statistisch signifikante Zunahme von Abflussspitzen im Spätwinter bzw. zeitigen Frühjahr zu verzeichnen und zunehmende Hochwasserereignisse im Sommer.
3. Wie hat sich der Geschiebetransport an der vorhandenen Messstelle des Tiroler Lech über den Verlauf der letzten Jahrzehnte dargestellt? Hypothese: Der Sedimenttransport im Tiroler Lech hat sich in den letzten Jahrzehnten von einer kontinuierlicheren Umlagerung hin zu einer stärker ereignisgetriebenen Dynamik verschoben, in engem Zusammenhang mit den veränderten Abflussmustern.

2.5 Kurzübersicht über die Messstationen

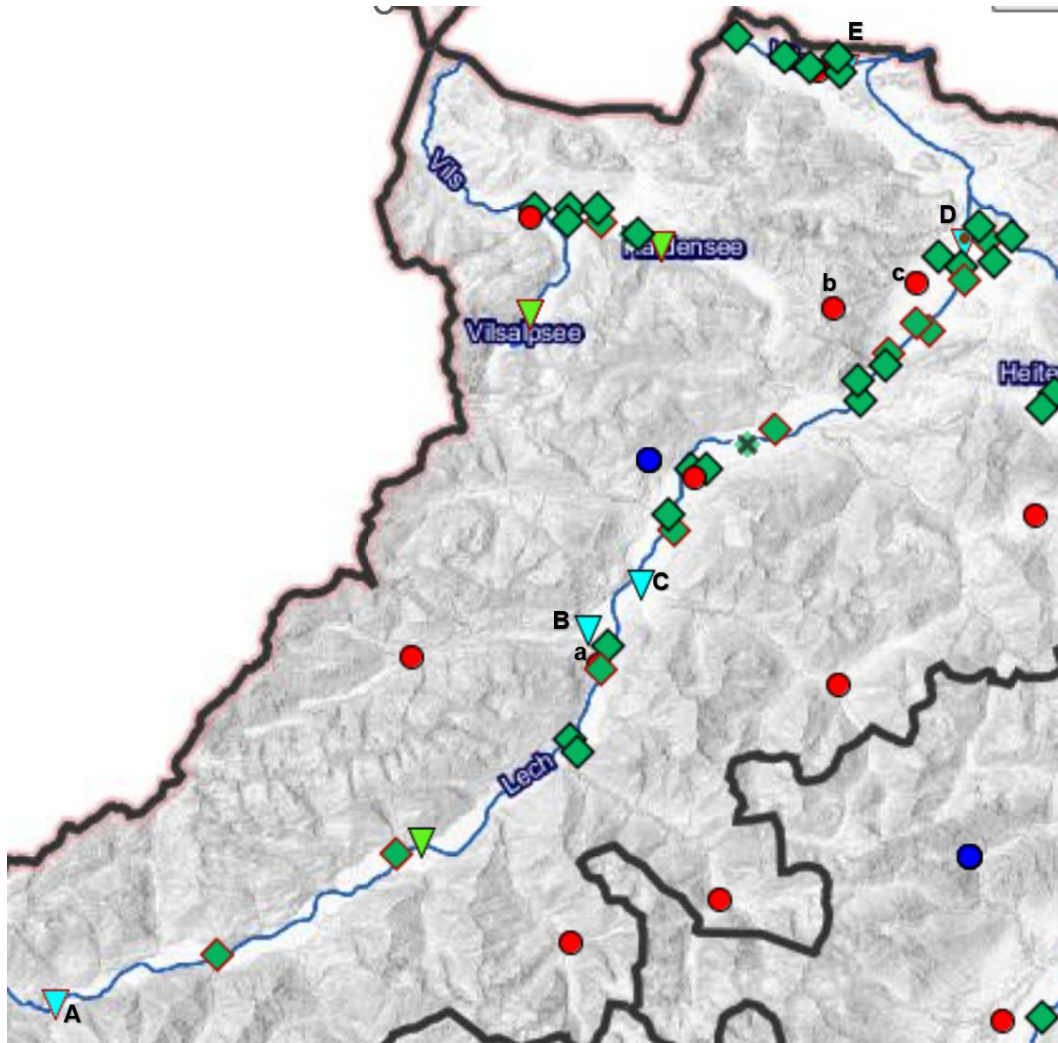


Abb. 5: Übersicht der Messstellen am Tiroler Lech

Legende:

Messstellen für OFG-Durchfluss (Symbol ) , z.T. inklusive Temperatur (Symbol ) und Feststoffe (Symbol ) : A-Steeg, B-Vorderhornbach, C-Stanzach, D-Lechaschau, E-Vils

Messstellen für Lufttemperatur (Symbol ) : a-Elmen-Martinau, b-Hahnenkamm-Reutte, c-Wängle

Weitere Details zu den Messstellen finden sich in Tab. 2 (Anhang).

2.6 Datenlage und Datenverarbeitung

Die statistische Auswertung für sämtliche Datensätze erfolgte mit RStudio, Version R 4.5.0, unter Verwendung von R. Die vollständigen Analyse-Skripte befinden sich im Anhang.

2.6.1 Lufttemperaturen

Für den Download der Lufttemperaturen wurde das hydrologische Messnetz des österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLUK) genutzt. Über <https://ehyd.gv.at> kann auf jede einzelne Station des Messnetzes zugegriffen und die gewünschten Daten können als Excel-Datei heruntergeladen werden.

Lufttemperaturdaten werden an ausgewählten Niederschlagsmessstellen mit erfasst; entlang des Tiroler Lech wurden diese Daten an drei Stationen zur Verfügung gestellt: Elmen-Martinau, Hahnenkamm-Reutte und Wängle (siehe Abb. 5). Die Lufttemperaturdaten liegen lückenlos über 24 Jahre als Tageswerte vor.

Für die Datenaufbereitung wurden die Pakete *tidyverse*, *lubridate*, *Kendall*, *trend* und *ggplot2* genutzt. Zunächst wurden die Rohdaten auf fehlende Werte geprüft und importiert. Zur deskriptiven Analyse wurden Jahres- und saisonale Mittelwerte berechnet. Mit Hilfe der linearen Regressionsanalyse wurden der grundsätzliche Trend, der Dekadentrend und die Signifikanz des Trends ermittelt. Die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgte mit *ggplot2*.

Detailliertere Analysen wie die Berechnung des Sen's Slope und des Mann-Kendall-Tests für die Ermittlung der Signifikanz und Richtung des Trends wurden nicht durchgeführt, da der Fokus der vorliegenden Arbeit auf dem Gewässer selbst liegt und die Lufttemperaturen letztlich nur einem Vergleich mit den im Folgenden ermittelten hydrologischen Werte dienen sollen.

2.6.2 Wassertemperaturen des Oberflächengewässers

Auch hier diente als Quelle für die Oberflächentemperaturen das hydrologische Messnetz des BMLUK. Für den Tiroler Lech innerhalb der Naturparkregion Reutte gibt es insgesamt drei Stationen für die Temperaturmessung des Oberflächenwassers in Steeg, Lechaschau und Vils (siehe Tab. 2 im Anhang). Auf konkrete Nachfrage beim Hydrologischen Dienst wurden zusätzlich zu den Tagesmitteln der einzelnen Messstellen noch die stündlichen Temperaturwerte zur Verfügung gestellt.

Tage und Monate ohne gültige Temperaturmessungen wurden als fehlend (NA) behandelt und nicht in die Extremwertberechnung einbezogen. Fehlende Jahre wurden entsprechend bei der Analyse berücksichtigt und abhängig von der Größe des Datensatzes ausgeklammert: Sofern der Zeitraum der ermittelten Daten über 10 Jahren lag, konnte ein fehlendes Jahr ignoriert werden. Verwendet wurden Oberflächengewässertemperaturen des Lech in Form stündlicher Werte. Für die Datenaufbereitung wurden die Pakete *dplyr*, *lubridate*, *nlme*, *broom*, *Kendall*, *trend*, *strucchange*, *lmtest*, *zoo* und *ggplot2* genutzt. Zunächst wurden die Rohdaten auf fehlende Werte geprüft und importiert. Zur deskriptiven Analyse wurden Mittelwerte, Extremwerte und der Trend der diurnalen Temperaturspanne (DTR) berechnet sowie die Autokorrelation überprüft. Jährliche Tiefst- und Höchstwerte der Temperaturen wurden für jedes Jahr extrahiert, die

extrahierten Trends (Langzeit, monatspezifisch) sowie die sich verändernden jährlichen Minimal- und Maximaltemperaturen über den gegebenen Zeitraum hinweg wurden dann mit Hilfe der linearen Regression, des Sen's Slope (Richtung des Trends) und des Mann-Kendall-Tests (Vorhandensein eines Trends) beschrieben. Diese Analysen liefern zudem die Signifikanz des Trends sowie die Varianz. Weiterführende Überprüfungen erfolgten mit dem Strukturbruch-, Ausreißer- und IQR-Test (für den Vergleich der Interquartilsabstände) als robustere Methode. Die grafische Darstellung der Ergebnisse (sowie zusätzlich der Heatmap und des Seasonplot) erfolgte mit *ggplot2*. Es wurde kein zweiseitiger t-Test durchgeführt, da bei drei oder mehr Datensätzen der Kruskal-Wallis-Test als nicht-parametrische Alternative zu ANOVA als robuster gilt. Ergänzt durch den Wilcoxon-Test wurden die Stationen untereinander auf Signifikanz verglichen.

2.6.3 Abflusswerte

Für die Berechnung des Abflussverhaltens des Tiroler Lech standen – ebenfalls über den hydrografischen Dienst – insgesamt 5 Messstellen zur Verfügung (Steeg, Vorderhornbach, Stanzach, Lechaschau und Vils), welche die jeweiligen Tagesmittel über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten aufgezeichnet haben. Für die Datenaufbereitung wurden die Pakete *dplyr*, *lubridate*, *Kendall*, *trend* und *ggplot2* genutzt. Für den Import der Datensätze mussten keine fehlenden Werte entfernt werden; alle Datensätze lagen lückenlos vor. Zur deskriptiven Analyse wurden mit Hilfe der *Monatsmittel* monatliche Trends und deren Signifikanzen sowie saisonale Mittelwerte und Trends ermittelt, da Monatsmittel nicht so stark wie die Tageswerte von kurzfristigen Wetterereignissen beeinflusst werden. Die Lag-1-Autokorrelation ergab einen Wert von 0.68, was für eine starke Abhängigkeit aufeinanderfolgender Tageswerte spricht. Dies ist insbesondere relevant für Trend- und Regimeanalysen mit Hilfe des Mann-Kendall-Tests, der möglichst unabhängige Beobachtungen voraussetzt. Die Aggregation auf Monatsebene reduziert den Einfluss einzelner Extremereignisse und ermöglicht eine robustere Identifikation langfristiger Veränderungen des Abflussregimes. Monatliche Tiefst- und Höchstwerte des Abflusses wurden für jedes Jahr extrahiert, die extrahierten Trends (Langzeit, monatspezifisch) sowie die sich verändernden jährlichen Durchschnitts-, Minimal- und Maximalwerte des Abflusses (Q_{mean} , Q_{max} , Q_{min}) über den gegebenen Zeitraum hinweg wurden dann mit Hilfe der linearen Regression, des Sen's Slope und des Mann-Kendall-Tests beschrieben. Weiterführende Analysen lieferten die Abflussdauerlinie (Flow Duration Curve), den mittleren Jahresgang, das gesamte hydrologische Regime für jede Messstelle, die saisonale Trendmatrix sowie den Regime Shift. Die grafische Darstellung der Ergebnisse erfolgte auch hier mit *ggplot2*.

2.6.4 Schwebstoffe und Geschiebe

Für den Tiroler Lech findet nur an der Messstelle Lechaschau die Erhebung der Sedi-mentdaten statt. Die Daten liegen als Tagesfracht aus den Jahren 2009 bis 2022 vor. Die sechs Tage ohne gültige Sedimentmessungen wurden als fehlend (NA) behandelt und bei bestimmten Berechnungen nicht einbezogen (siehe Skript im Anhang). Für die Datenaufbereitung wurden die Pakete *dplyr*, *lubridate*, *tidyverse*, *broom*, *trend*, *extRemes*, *ineq* und *ggplot2* genutzt. Nach der üblichen Datenüberprüfung wurden zunächst Zeitreihen erstellt und Langzeittrends analysiert. Die Trends sowie die sich verändernden jährlichen Minimal- und Maximalwerte über den gegebenen Zeitraum hinweg wur-

den mit Hilfe der linearen Regression (Mann-Kendall-Test) beschrieben. Zur weiterführenden Analyse wurden die 20 Tage mit der größten Sedimentfracht extrahiert und die saisonale Sedimentdynamik ermittelt. Die grafische Darstellung der Ergebnisse in Form eines Contribution Plot mit Lorenz-Kurve, einer Sediment Rating Curve mit Regressionslinie, einer Sediment Duration Curve und eines Return Level Plot erfolgte mit dem Paket *ggplot2*.

3 Resultate

3.1 Analysen der abiotischen Faktoren: Temperaturentwicklung

3.1.1 Temperaturdaten: Allgemeiner Überblick

Für eine erste Einschätzung der klimatischen Veränderungen sind die Lufttemperaturen der drei verfügbaren Messstellen – Elmen-Martinau (954m ü.A.), Reutte-Hahnenkamm (1745m ü.A.) und Wängle (892m ü.A.) – in Abb. 6 dargestellt. Die Skripte zu den Berechnungen der einzelnen abiotischen Faktoren (Temperaturen, Abfluss, Sedimente) finden sich im Anhang.

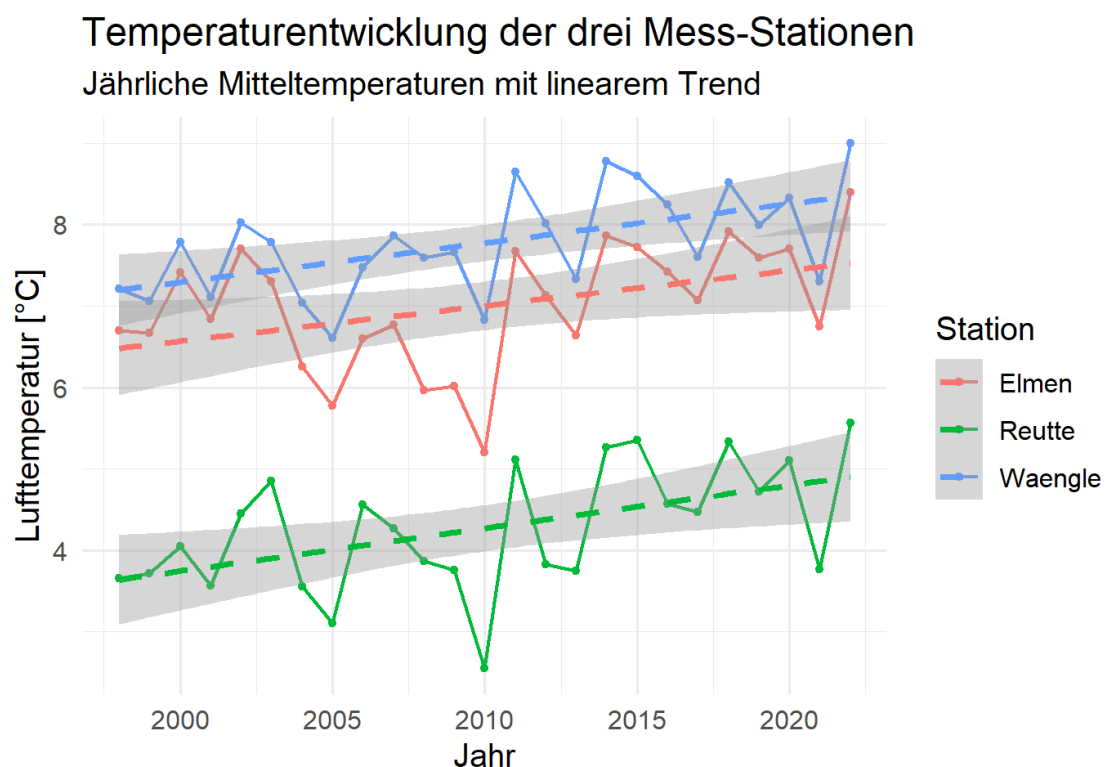


Abb. 6: Entwicklung der Lufttemperatur (mit Regressionsgeraden) der Messstellen Elmen, Reutte und Wängle zwischen 1998 und 2022

Grundlage für diese Grafik sind die Jahresmittelwerte der Lufttemperaturen in Tab. 3 im Anhang. Von diesen ausgehend wurde der Dekadentrend berechnet und statistisch überprüft. Der Dekadentrend für die drei Messstellen beläuft sich auf folgende Werte: Elmen + 0.43°C ($p < 0.05$), Reutte + 0.53 ($p < 0.05$) und Wängle + 0.48 ($p < 0.05$) (Tab. 5, Anhang). Die saisonalen Trends im Einzelnen können Abb. 49 und Tab. 4 im Anhang entnommen werden.

Allgemein ist anzumerken, dass sich die globale Mitteltemperatur in Österreich im Zeitraum 1880–2016 um 0.8°C erhöht hat, wobei der Großteil dieser Erwärmung nach 1950 stattgefunden hat und auf den Ausstoß anthropogener Treibhausgase (CO_2 , CH_4 , N_2O)

zurückzuführen ist. Die atmosphärische CO₂-Konzentration hat im Jahr 2016 zum ersten Mal die Schwelle von 400ppm ganzjährig überschritten und lag damit 43% über dem vorindustriellen Niveau von 1860 (BMLUK, 2017). Dies deckt sich auch mit den durchgeführten statistischen Analysen der Verfasserin und der daraus entstandenen obigen Abb. 6.

Die Entwicklung der Oberflächen-Wassertemperatur der drei Stationen ist in Abbildung 7 zu sehen. Auf den ersten Blick ist ein deutlicher Erwärmungstrend zu erkennen.

Jährliche mittlere Wassertemperatur

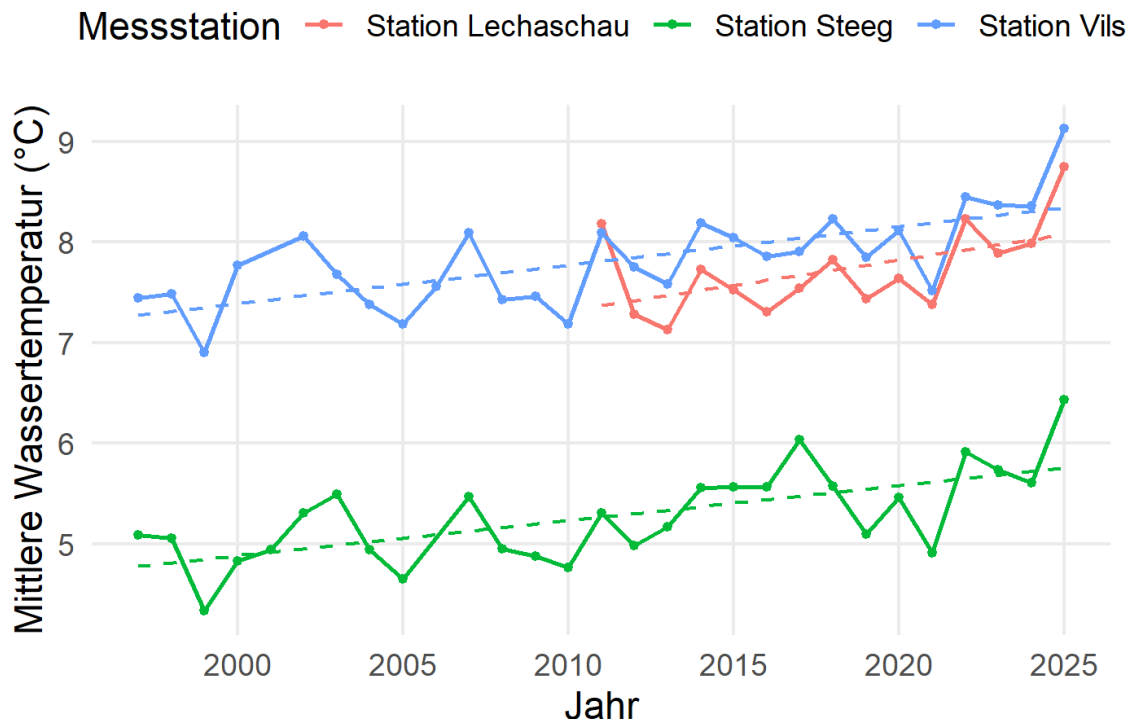


Abb. 7: Jährliche mittlere Wassertemperatur (mit Regressionsgeraden) der drei Messstationen für die Oberflächentemperaturwerte

Die lineare Regressionsanalyse zeigt für die Station Steeg eine hoch signifikante Temperaturzunahme von 0.035°C pro Jahr ($p < 0.001$) und einen Dekadentrend von $+0.36^{\circ}\text{C}$ (siehe Abb. 54 im Anhang). Die Autokorrelationsfunktion der Residuen ergab alle Lags innerhalb der Signifikanzgrenzen, somit sind die Werte statistisch unabhängig. Ähnlich liegen die Werte für die Station Vils mit einer ebenfalls hoch signifikanten Temperaturzunahme von 0.038°C pro Jahr ($p < 0.001$) und einem Dekadentrend von $+0.38^{\circ}\text{C}$ (siehe Abb. 56 im Anhang). Die Autokorrelationsfunktion der Residuen ergab auch hier alle Lags innerhalb der Signifikanzgrenzen, somit sind auch diese Werte statistisch unabhängig. Dennoch wurden für alle Berechnungen zur Absicherung statistisch robustere Methoden verwendet (Mann-Kendall-Test, Wilcoxon-Test). Die Station Lechaschau zeichnet erst seit dem Jahr 2011 auf, weshalb sich deren Temperaturtrend nicht ohne Einschränkungen mit den anderen beiden Messstellen vergleichen lässt. Entsprechend liegt die Signifikanz des Trends bei einem p-Wert von 0.083. Es ergibt sich eine Temperaturzunahme von 0.05°C pro Jahr und ein Dekadentrend von 0.5°C (siehe Abb. 58 im Anhang).

Unterschiede der mittleren Wassertemperatur zwischen den Stationen wurden mit einem nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test untersucht. Bei signifikanten Ergebnissen wurden paarweise Vergleiche mittels Wilcoxon-Test durchgeführt. Der Kruskal-Wallis-Test (siehe Abb. 8) zeigt hochsignifikante Unterschiede der mittleren Wassertemperatur zwischen den untersuchten Stationen ($\chi^2 = 50.444$, $df = 2$, $p\text{-value} < 0.001$).

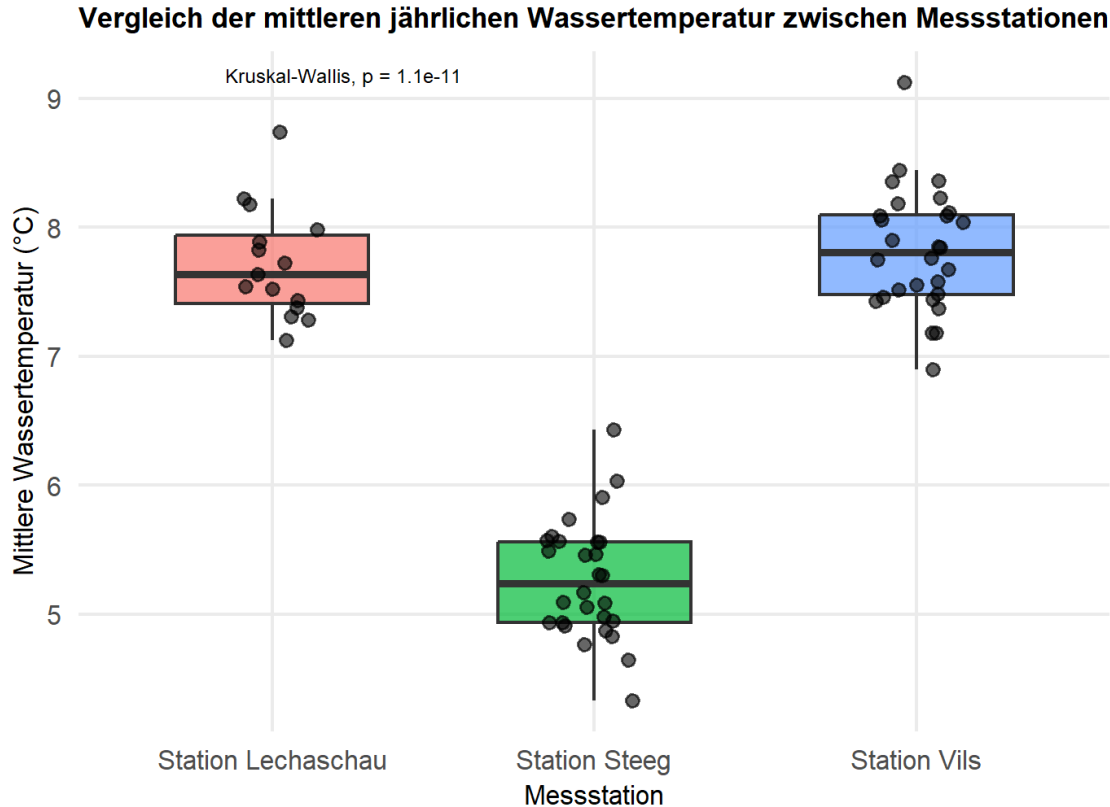


Abb. 8: Boxplot des Kruskal-Wallis-Tests zum Vergleich der mittleren jährlichen Wassertemperatur der drei Messstationen Lechaschau, Steeg und Vils

Paarweise Wilcoxon-Tests ergaben hochsignifikante Unterschiede zwischen der mittleren Wassertemperatur der Stationen Steeg-Lechaschau ($p = 2.6e^{-11}$) und Steeg-Vils ($p = 7.8e^{-16}$), während keine Signifikanz im Temperaturvergleich zwischen den Stationen Vils und Lechaschau zu verzeichnen ist ($p = 0.4$).

3.1.2 Analysen der Oberflächengewässer-Temperaturen

Zur Untersuchung der langfristigen Entwicklung der Wassertemperatur wurden sowohl nichtparametrische als auch parametrische Verfahren angewendet.

Pegel Steeg:

Es wurde ein Mann-Kendall-Test zur Feststellung eines Trends durchgeführt, da dieser keine Normalverteilung der Daten benötigt, robust gegen Ausreißer und gut geeignet ist, um Trends in langen Zeitreihen zu erkennen. Das Ergebnis zeigt einen signifikanten monotonen Trend in der Zeitreihe der Station Steeg. Dieses Ergebnis wird durch die Schätzung der Trendstärke mittels Sen's Slope (robuster Trendschätzer) ergänzt, welche eine signifikante Zunahme der Wassertemperatur von 0.036 °C pro Jahr (entspricht $0.36\text{ °C pro Dekade}$) ergibt ($z = 3.576$, p

< 0.001). Das 95%-Konfidenzintervall ($0.015\text{--}0.054\text{ }^{\circ}\text{C pro Jahr}$) schließt den Wert 0 nicht ein und bestätigt damit die Signifikanz des Trends (Tab. 8 im Anhang). Zur Berücksichtigung möglicher Autokorrelationen in den Daten wurde zusätzlich ein GLS-Modell mit AR(1)-Struktur angewendet. Die Analyse der Residuen zeigt keine signifikante Autokorrelation, was auf eine adäquate Modellierung der zeitlichen Abhängigkeiten hinweist (Abb. 50 im Anhang). Die Ergebnisse des GLS-Modells bestätigen den positiven Temperaturtrend und stützen somit die Resultate der nichtparametrischen Verfahren. Insgesamt liefern alle angewendeten Methoden konsistente Ergebnisse und weisen auf eine robuste und statistisch signifikante Erwärmungstendenz der Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum hin.

Der geschätzte AR(1)-Parameter ($\phi = 0.20$) weist auf eine schwache positive Autokorrelation zwischen aufeinanderfolgenden Jahren hin. Der Residual Standard Error (RSE) beträgt $0.36\text{ }^{\circ}\text{C}$ und beschreibt die mittlere Abweichung der beobachteten Werte vom Modell (Tab. 8 im Anhang). Insgesamt deutet dies auf eine gute Modellanpassung bei gleichzeitig nur geringer zeitlicher Abhängigkeit der Daten hin.

Die monatliche und saisonale Differenzierung der Station Steeg (Abb. 9 und 10) zeigt, dass die stärksten Erwärmungsraten in den Monaten April bis August auftreten. Besonders ausgeprägt ist der Trend bei den monatlichen Maximaltemperaturen im Juni und Juli mit 0.83 bzw. $0.80\text{ }^{\circ}\text{C pro Dekade}$ (siehe Tab. 6 im Anhang). Insgesamt deutet das saisonale Muster auf eine verstärkte Erwärmung während des Frühjahrs und Sommers hin. Die Minimaltemperaturen weisen eine Erwärmung von $+0.30\text{ }^{\circ}\text{C pro Dekade}$ auf, wodurch sich die diurnale Temperaturspanne (DTR) um $+0.25\text{ }^{\circ}\text{C pro Dekade}$ verändert (siehe auch Tab. 7, Anhang).

In der Heatmap (Abb. 11) weisen sowohl $T_{\min}$ als auch $T_{\max}$ in den meisten Monaten positive Trends auf, was auf eine generelle Erwärmung über das Jahr hinweg hindeutet. Die stärksten positiven Trends der maximalen Temperaturen treten in den Sommermonaten auf, insbesondere von Juni bis August. Dies deutet darauf hin, dass sich die Tageshöchsttemperaturen während der Sommerperiode besonders deutlich erhöhen. Die Trends der minimalen Temperaturen sind ebenfalls überwiegend positiv, zeigen jedoch eine geringere saisonale Variabilität und fallen im Vergleich zu den $T_{\max}$ -Trends teilweise schwächer aus. Der ausgeprägt negative Trend der diurnalen Temperaturspanne (DTR) im Oktober kann darauf hinweisen, dass die nächtlichen Minimaltemperaturen stärker ansteigen als die Tageshöchsttemperaturen. Eine mögliche Ursache hierfür ist die im Herbst häufig erhöhte Bewölkungs- und Feuchtigkeitsrate. Wolken reduzieren tagsüber die einfallende kurzweilige Strahlung und begrenzen dadurch die Erwärmung der Tageshöchsttemperaturen, während sie nachts die langwellige Ausstrahlung der Erdoberfläche vermindern und somit zu höheren Minimaltemperaturen beitragen (Karl et al., 1991). Zusätzlich können erhöhte Bodenfeuchte sowie häufigere Nebel- und Inversionslagen im Herbst die nächtliche Wärmeabgabe reduzieren und dadurch die Erwärmung der $T_{\min}$ -Werte verstärken. In alpinen Regionen wie dem Tiroler Lechtal können darüber hinaus topographische Effekte und Veränderungen der Schneebedeckung die saisonale Entwicklung der Temperaturspanne beeinflussen. Die negative DTR-Entwicklung im Oktober steht somit auch im Einklang mit aktuelleren Studien (Zhou et al., 2009, und Liu et al., 2026), die zeigen, dass die Reduktion der diurnalen Temperaturspanne häufig durch eine stärkere Erwärmung der Nachttemperaturen im Zusammenhang mit erhöhter atmosphärischer Feuchte und Bewölkung verursacht wird.



Abb. 9: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1996-2025, Pegel Steeg

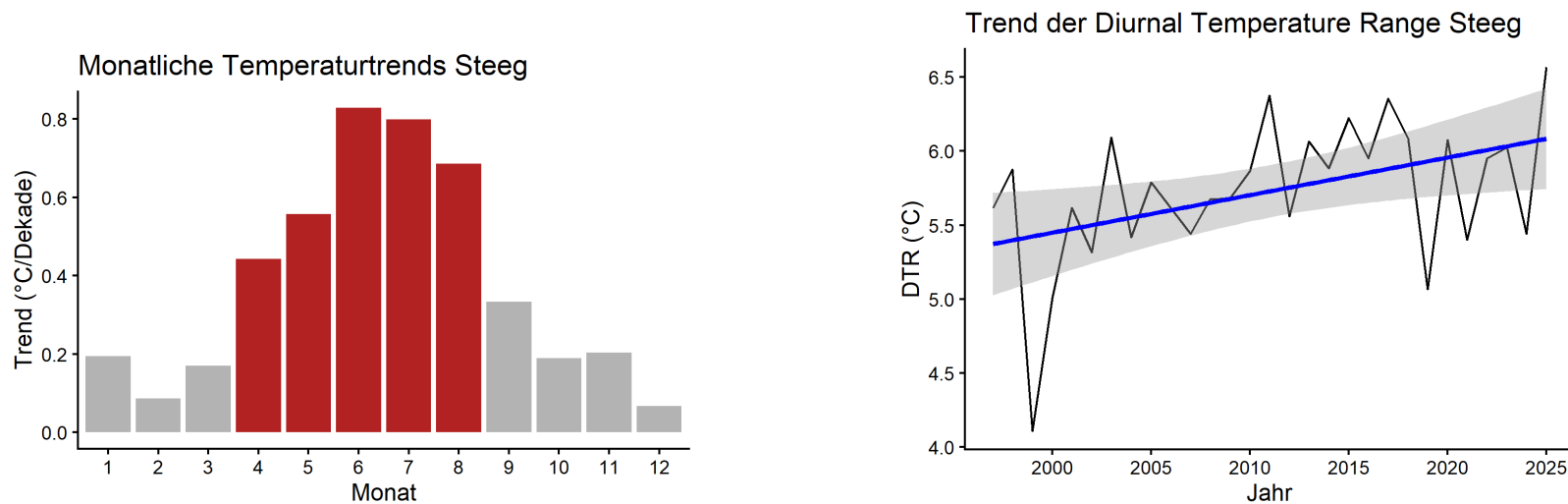


Abb. 10: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1996-2025, Pegel Steeg

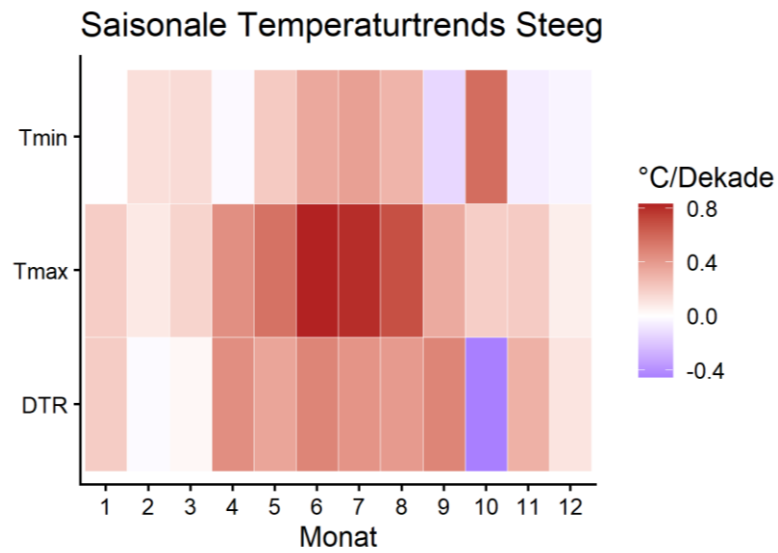


Abb. 11: Heatmap der monatlichen Trends der Minimaltemperatur (T_{min}), Maximaltemperatur (T_{max}) sowie der täglichen Temperaturspanne (DTR) der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1996-2025, Pegel Steeg. Die Farbskala stellt die Trendstärke in $^{\circ}\text{C}$ pro Dekade dar, wobei intensivere Rottöne auf stärkere Erwärmung hinweisen.

Pegel Vils:

Monatswerte am Pegel Vils wurden nur berechnet, wenn mindestens 80 % der stündlichen Messungen vorlagen. Monate mit größeren Datenlücken wurden von der Trendanalyse ausgeschlossen, in diesem Fall für den Zeitraum September 2000 bis Dezember 2001.

Der Mann-Kendall-Test zeigt einen signifikanten monotonen Trend in der Zeitreihe der Station Vils. Dieses Ergebnis wird durch die Schätzung der Trendstärke mittels Sen's Slope ergänzt, welche eine signifikante Zunahme der Wassertemperatur von $0.038\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr (entspricht $0.38\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade) ergibt ($z = 3.6945$, $p < 0.001$). Das 95%-Konfidenzintervall ($0.002\text{--}0.06\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr) schließt den Wert 0 nicht ein und bestätigt damit die Signifikanz des Trends (Tab. 8 im Anhang). Auch für diesen Pegel wurde zur Berücksichtigung möglicher Autokorrelationen in den Daten zusätzlich ein GLS-Modell mit AR(1)-Struktur angewendet. Die Analyse der Residuen zeigt keine signifikante Autokorrelation, was auf eine adäquate Modellierung der zeitlichen Abhängigkeiten hinweist (Abb. 52 im Anhang). Die Ergebnisse des GLS-Modells bestätigen den positiven Temperaturtrend und stützen somit die Resultate der nichtparametrischen Verfahren. Erneut liefern alle angewendeten Methoden konsistente Ergebnisse und weisen auf eine robuste und statistisch signifikante Erwärmungstendenz der Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum hin.

Der geschätzte AR(1)-Parameter ($\varphi = -0.049$) weist auf eine schwache negative Autokorrelation zwischen aufeinanderfolgenden Jahren hin. Der RSE beträgt $0.35\text{ }^{\circ}\text{C}$ und beschreibt die mittlere Abweichung der beobachteten Werte vom Modell (Tab. 8 im Anhang), was wiederum auf eine gute Modellanpassung bei gleichzeitig nur geringer zeitlicher Abhängigkeit der Daten hinweist.

Die saisonale Differenzierung der Station Vils (Abb. 12) zeigt auch an dieser Messstelle, dass die stärksten Erwärmungsraten in den Monaten Juni bis August auftreten. Besonders ausgeprägt ist der Trend bei den monatlichen Maximaltemperaturen auch am Pegel Vils im Juni und Juli mit 0.80 bzw. $1.03\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade (siehe Tab. 6 im Anhang). Das saisonale Muster bestätigt auch für Vils die bereits für Steeg ermittelte verstärkte Erwärmung während des Frühjahrs und Sommers. Besonders auffällig ist auch an dieser Messstelle der extrem starke Anstieg des Minimaltemperaturtrends im Oktober. Die Minimaltemperaturen weisen eine Erwärmung von $+0.38\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade auf, wodurch sich die DTR um $+0.13\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade verändert (siehe auch Tab. 7, Anhang). Die monatlichen Temperaturtrends (siehe Abb. 13) zeigen eine signifikante Zunahme im Frühjahr (März und April) sowie eine deutlich signifikante Erwärmung mit über $0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade zwischen Juni und September.

In der Heatmap (Abb. 14) weisen – wie auch am Pegel Steeg – sowohl $T_{\min}$ als auch $T_{\max}$ in den meisten Monaten positive Trends auf, was auch hier auf eine generelle Erwärmung über das Jahr hinweg hindeutet. Die stärksten positiven Trends der maximalen Temperaturen treten in den Sommermonaten auf, insbesondere im Juli, gefolgt von Juni und August. Die Trends der minimalen Temperaturen sind ebenfalls überwiegend positiv, zeigen jedoch eine geringere saisonale Variabilität und fallen im Vergleich zu den $T_{\max}$ -Trends teilweise schwächer aus. Die diurnale Temperaturspanne weist auch am Pegel Vils eine stärkere saisonale Differenzierung auf: Während in den Sommermonaten überwiegend positive Trends beobachtet werden, treten in einigen Herbst- und Wintermonaten negative Trends auf (Oktober, Dezember, Februar), erneut besonders ausgeprägt im Oktober. Wie für den Pegel Steeg zeigen die Ergebnisse somit auch am Pegel Vils eine deutliche saisonale Struktur der Temperaturtrends, mit einer

besonders starken Zunahme der Tageshöchsttemperaturen im Sommer und teilweise reduzierter DTR in einzelnen Monaten des Herbstes und Winters.

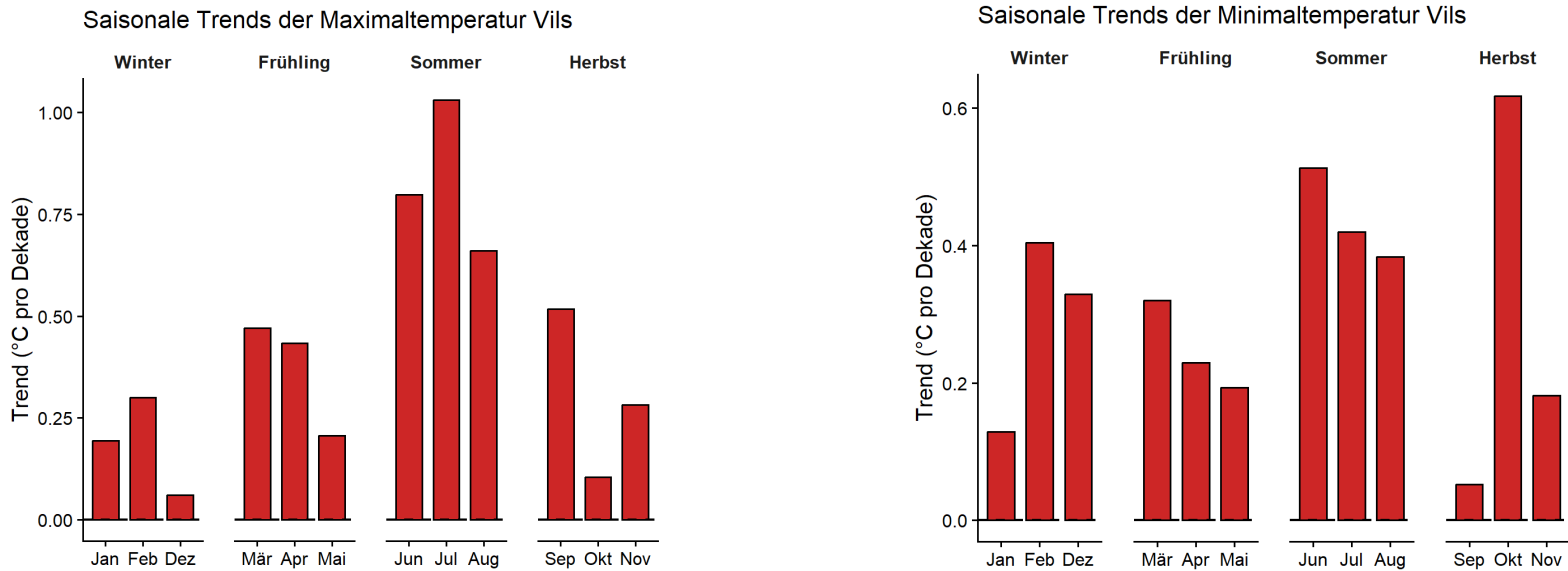


Abb. 12: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1997-2025, Pegel Vils

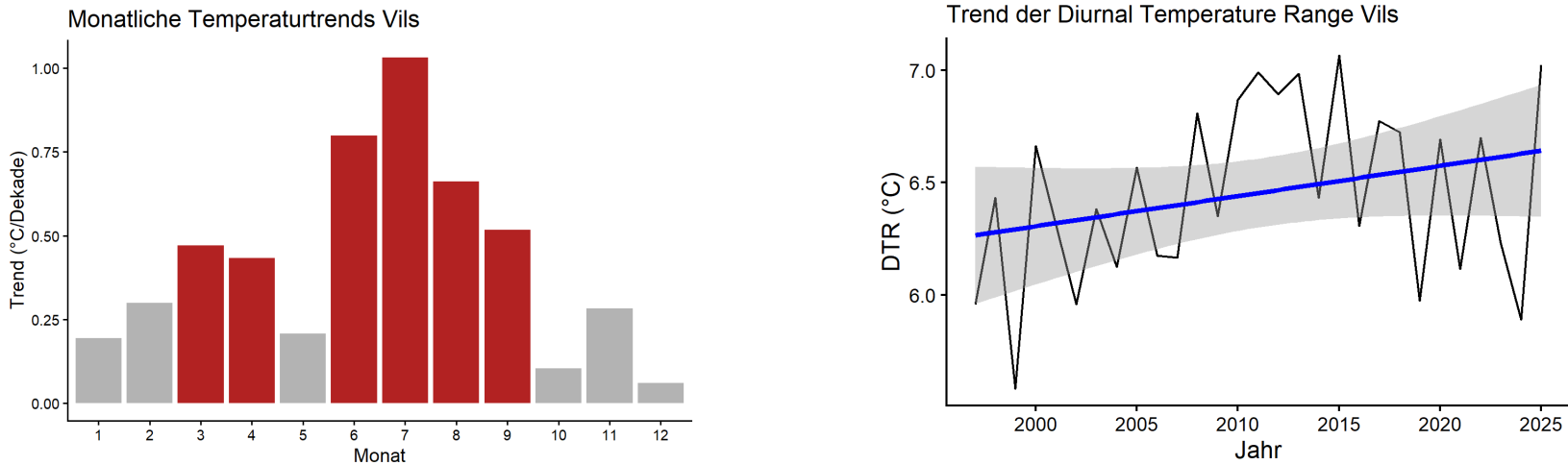


Abb. 13: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1997-2025, Pegel Vils

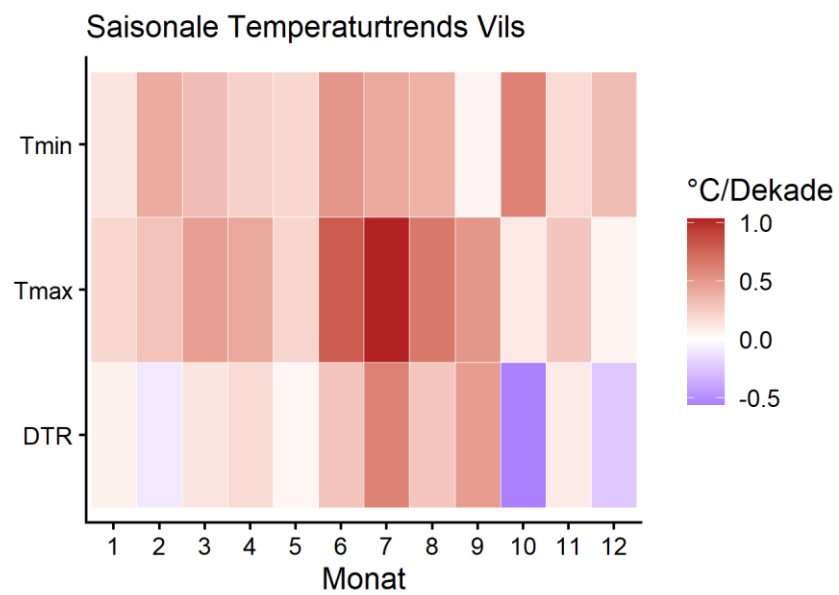


Abb. 14: Heatmap mit monatlichen Temperaturtrends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1997-2025, Pegel Vils

Pegel Lechaschau:

Der Mann-Kendall-Test zeigt auch in der Zeitreihe der Station Lechaschau einen signifikanten monotonen Trend. Dieses Ergebnis wird durch die Schätzung der Trendstärke mittels Sen's Slope ergänzt, welche eine signifikante Zunahme der Wassertemperatur von $0.050\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr (entspricht $0.50\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade) ergibt ($z = 2.079$, $p < 0.05$). Das 95%-Konfidenzintervall ($0.007\text{--}0.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr) schließt den Wert 0 nicht ein und bestätigt damit die Signifikanz des Trends (Tab. 8 im Anhang). Das GLS-Modell mit AR(1)-Struktur zur Überprüfung möglicher Autokorrelationen zeigt nach der Analyse der Residuen keine signifikante Autokorrelation, was auf eine adäquate Modellierung der zeitlichen Abhängigkeiten hinweist (Abb. 51 im Anhang). Die Ergebnisse des GLS-Modells bestätigen auch am Pegel Lechaschau den positiven Temperaturtrend und stützen somit die Resultate der nichtparametrischen Verfahren. Auch hier liefern alle angewendeten Methoden konsistente Ergebnisse und weisen auf eine robuste und statistisch signifikante Erwärmungstendenz der Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum hin.

Der geschätzte AR(1)-Parameter ($\varphi = 0.15$) weist auf eine schwache positive Autokorrelation zwischen aufeinanderfolgenden Jahren hin. Der RSE beträgt $0.39\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tab. 8 im Anhang). Insgesamt deutet dies auf eine gute Modellanpassung bei gleichzeitig nur geringer zeitlicher Abhängigkeit der Daten hin. Die Autokorrelationsfunktion der Residuen zeigt somit bei allen drei Stationen keine signifikanten Autokorrelationen, da alle Werte innerhalb der Konfidenzgrenzen liegen. Dies weist darauf hin, dass die zeitliche Abhängigkeit durch das GLS-Modell adäquat berücksichtigt wurde und das Modell statistisch valide ist.

Die saisonale Differenzierung der Station Lechaschau (Abb. 15) zeigt, dass die stärksten Erwärmungsraten in den Monaten Juni bis August auftreten. Besonders ausgeprägt ist der Trend bei den monatlichen Maximaltemperaturen im Juni und Juli mit 1.22 bzw. $1.50\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade (siehe Tab. 6 im Anhang). Insgesamt deutet das saisonale Muster auf eine verstärkte Erwärmung während des Sommers hin. Auch an diesem Pegel fällt der extrem starke Anstieg des Minimaltemperaturtrends im Oktober auf und ist somit konsistent zu den Ergebnissen der beiden Pegel Steeg und Vils. Die monatlichen Temperaturtrends (siehe Abb. 16) zeigen eine signifikante Temperaturzunahme im Sommer (Juni und August) mit über $1.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade. Die Minimaltemperaturen weisen eine Erwärmung von $+0.30\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade auf, wodurch sich die DTR um $+0.67\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade verändert (siehe auch Tab. 7, Anhang).

In der Heatmap (Abb. 17) wird deutlich, dass die Minimaltemperaturen über nahezu das gesamte Jahr positive Trends zeigen. Besonders ausgeprägt ist auch an diesem Pegel die Erwärmung im Oktober, der den stärksten positiven $T_{\min}$ -Trend aufweist. In den Monaten November und Dezember sind die Trends dagegen nur schwach ausgeprägt und liegen nahe Null. Die Maximaltemperaturen weisen ebenfalls überwiegend positive Trends auf. Die stärkste Erwärmung tritt im Frühsommer und Sommer (Juni bis August) auf. Im Oktober zeigt sich dagegen eine leicht negative Tendenz, in den Monaten November und Dezember sind die Trends ebenfalls nahe Null. Der DTR-Trend zeigt ein differenzierteres Bild. Positive Trends treten vor allem in den Sommermonaten auf, insbesondere im Juni und Juli. Auffällig ist ein stark negativer Trend im Oktober, was die Beobachtungen an den Pegeln Steeg und Vils bestätigt, nämlich, dass sich die Differenz zwischen Tageshöchst- und Tagestiefsttemperaturen in diesem Monat deutlich verringert hat. In den übrigen Monaten liegen die DTR-Trends überwiegend im Bereich geringer Änderungen. Insgesamt verdeutlicht auch diese Heatmap, dass die Temperaturentwicklung in Lechaschau eine ausgeprägte saisonale Komponente besitzt.

Während insbesondere die Maximaltemperaturen im Sommer deutliche Erwärmungstrends aufweisen, zeigt sich bei den Minimaltemperaturen ein markanter Anstieg im Herbst. Die tägliche Temperaturspanne entwickelt sich dagegen uneinheitlicher und weist im Oktober sogar einen ausgeprägten negativen Trend auf.

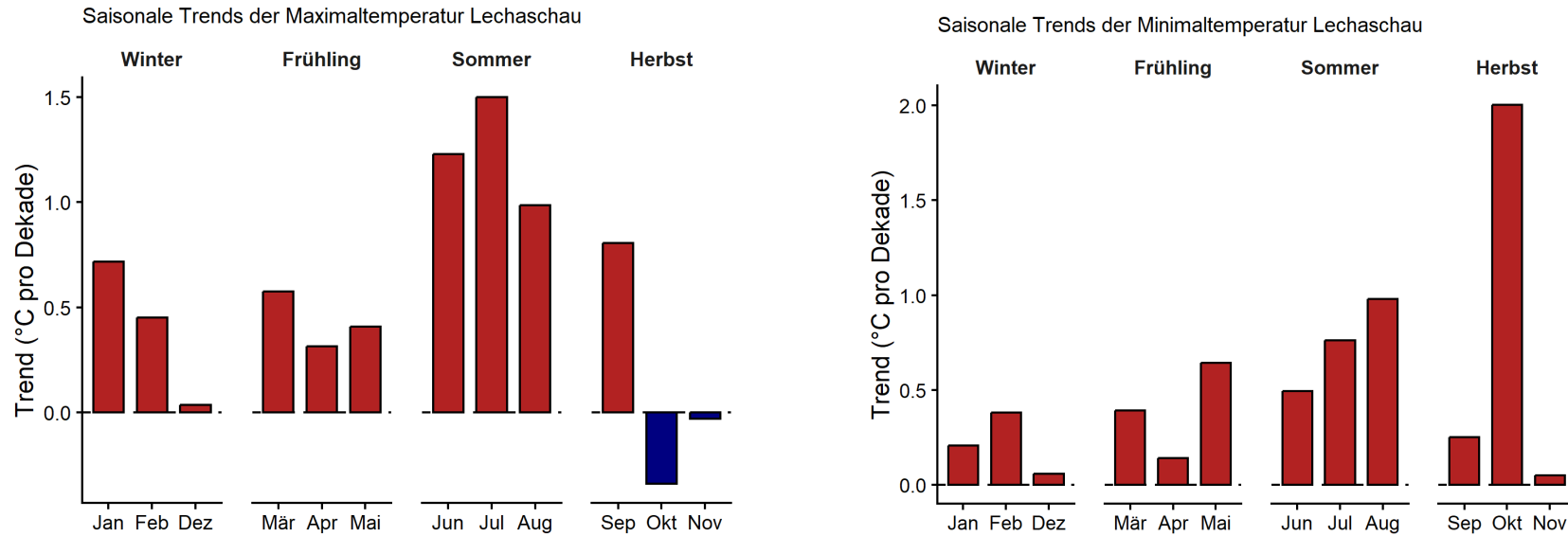


Abb. 15: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 2011-2025, Pegel Lechaschau

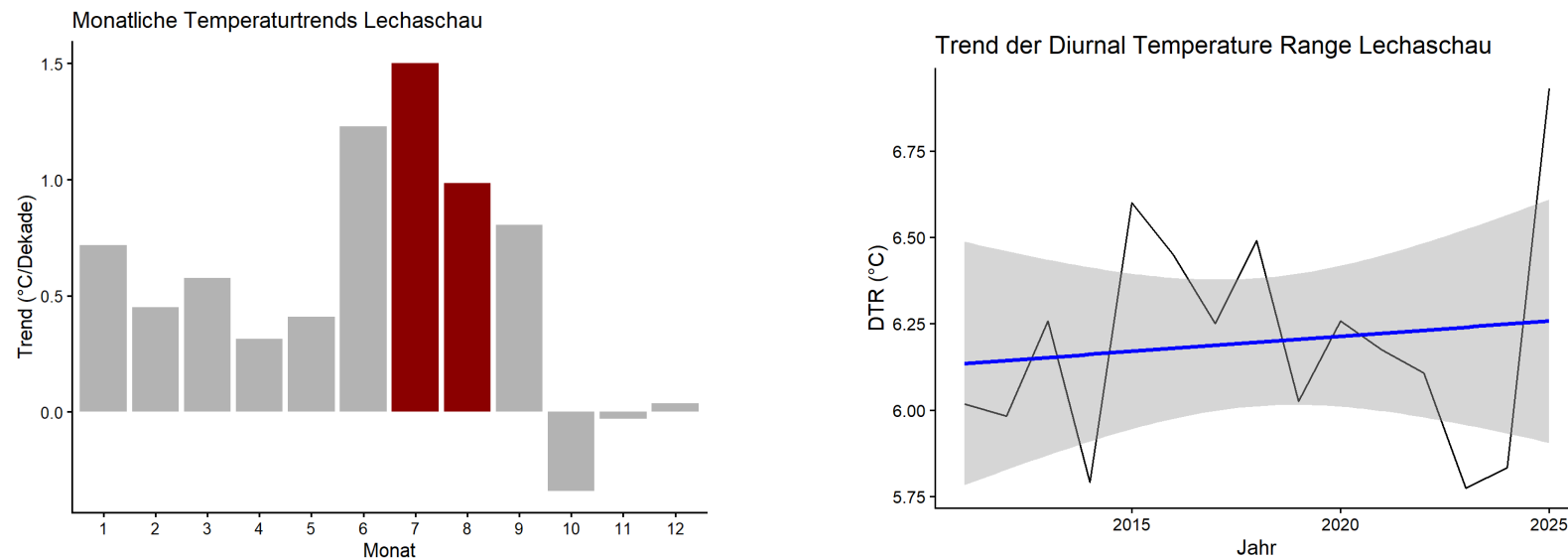


Abb. 16: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 2011-2025, Pegel Lechaschau

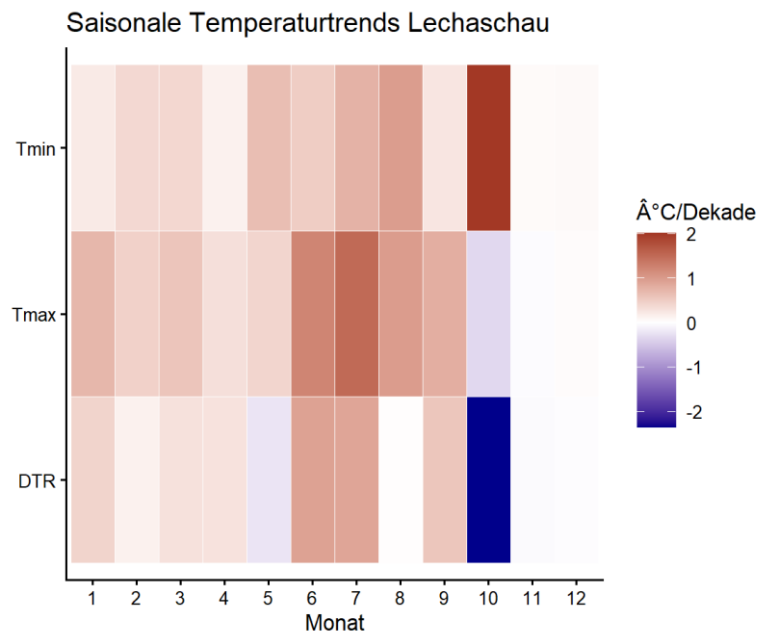


Abb. 17: Heatmap mit monatlichen Temperaturtrends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 2011-2025, Pegel Lechaschau

3.2 Analysen der abiotischen Faktoren: Abflussregime des Tiroler Lech

Pegel Steeg:

Der Pegelnullpunkt der Messstelle Steeg liegt auf 1109 m ü.A. und erfasst den Abfluss eines Einzugsgebietes von 248 km². Da die Trendanalyse der Tagesmittel am Pegel Steeg (Tagesmittel von Januar 1951 bis Dezember 2022) eine signifikante Autokorrelation zeigt (siehe Abb. 65 der ACF) und sich dies auch für die restlichen Pegel so gezeigt hat, wurde für weitere Analysen mit Monats-, Jahres- und Saisonmittel gerechnet.

Die Trendanalyse der monatlichen Mittel der Abflusswerte zeigt keinen signifikanten langfristigen Trend. Der geschätzte Sen-Slope beträgt 9.66×10^{-4} , während der zugehörige p-Wert (0.83) deutlich über dem Signifikanzniveau von 0.05 liegt. Auch der Kendall-Tau-Koeffizient ist mit 0.013 sehr gering. Gleichzeitig weist die Zeitreihe eine hohe Lag-1-Autokorrelation von 0.68 auf, was auf eine ausgeprägte Persistenz des Abflussregimes hinweist.

Der Boxplot der monatlichen Abflussmengen der Station Steeg (Abb. 18) zeigt jedoch eine ausgeprägte saisonale Dynamik (Regime-Index = 9.82), weshalb die weiterführenden Analysen auf monatlicher bzw. saisonaler Ebene erfolgt sind. Niedrige Abflüsse treten überwiegend im Winter (DJF) auf, während im Frühjahr ein deutlicher Anstieg der Abflüsse mit einem Maximum im Mai und Juni zu beobachten ist. Dies deutet auf ein nivopluvial geprägtes Abflussregime hin, das durch die Schneeschmelze beeinflusst wird. Die hohe Variabilität und zahlreiche Extremwerte in den Sommermonaten weisen zusätzlich auf Starkniederschlagsereignisse hin. Die Medianabflüsse für die Wintermonate von Dezember bis Februar liegen in einem relativ begrenzten Bereich zwischen 2.9 und 3.8 m³/s. Der höchste Medianabfluss mit 28.8 m³/s ist im Juni zu verzeichnen, gefolgt vom Mai mit 27.1 m³/s. Die maximalen Abflusswerte betragen im Mai 65.3 m³/s, im Juni 57.8 und im Juli 41.4 m³/s. Die größten Interquartilsabstände sind ebenfalls bei diesen drei Monaten zu verzeichnen: 10.1 m³/s im Mai, 9.9 m³/s im Juni und 8.5 m³/s im Juli. Das Abflussminimum liegt mit 1.4 m³/s im Februar (Tab. 10, Anhang).

Besonders das Hochwasserereignis des Frühjahrs 1999 und einige Starkregenereignisse im Sommer verschiedener Jahre sind auf Abb. 71 (Anhang) deutlich zu erkennen. Zur Analyse langfristiger Trends der Abflusszeitreihe wurde der nichtparametrische Mann-Kendall-Test angewendet. Dieser Test eignet sich besonders für hydrologische Zeitreihen, da er keine Normalverteilung der Daten voraussetzt und gegenüber Ausreißern robust ist. Die Stärke des Trends wurde zusätzlich mit dem Sen's-Slope-Schätzer bestimmt, der die mittlere Änderungsrate der Zeitreihe angibt.

Das hydrologische Regimediagramm (Abb. 19) zeigt einen ausgeprägten saisonalen Abflussgang mit niedrigen Abflüssen während der Wintermonate und einem deutlichen Maximum im späten Frühjahr. Der mittlere Monatsabfluss (Q_{mean}) erreicht sein Maximum im Juni (30.8 m³/s), während die geringsten Abflüsse im Januar und Februar auftreten (3.2 bzw. 3.1 m³/s). Die große Spannweite zwischen Q_{95} und Q_5 während der Frühjahrs- und Sommermonate weist auf eine erhöhte Abflussvariabilität während der Schneeschmelzperiode hin. Die Maxima für Q_{95} und Q_5 treten beide im Juni auf ($Q_{95} = 14.8$ m³/s; $Q_5 = 54.9$ m³/s), die Minima im Februar ($Q_{95} = 1.5$ m³/s; $Q_5 = 5.6$ m³/s) (Tab. 10, Anhang).

Abb. 81 (Anhang) zeigt die monatlichen Langzeittrends der Abflüsse am Pegel Steeg, berechnet mit dem Mann-Kendall-Trendtest und der Trendstärke gemäß Sen's Slope. Dabei beschreibt Sen's Slope die mittlere Änderung des Abflusses pro Zeiteinheit. Die Trendanalyse

der monatlichen Abflüsse zeigt eine signifikante Zunahme der Winter- und Frühlingsabflüsse, mit den stärksten positiven Trends im April und Mai. Dagegen weisen die Sommermonate Juli und August negative, jedoch statistisch nicht signifikante Trends auf. Dieses Muster deutet auf eine saisonale Verschiebung des Abflussregimes hin, die möglicherweise mit einer früher einsetzenden Schneeschmelze sowie Veränderungen der Niederschlagsverteilung zusammenhängt. Dies wird statistisch durch die Analysen der saisonalen Muster (Tab. 9 im Anhang) mittels Mann-Kendall-Test bestätigt: Für die Wintermonate (DJF) ergibt sich ein leicht positiver, stark signifikanter Trend ($\tau = 0.23$, $p < 0.05$), für das Frühjahr (MAM) ist der Trend ebenfalls leicht positiv und signifikant ($\tau = 0.12$, $p < 0.05$). Auch im Herbst (SON) konnte ein schwach positiver und signifikanter Trend ermittelt werden ($\tau = 0.14$, $p < 0.05$). Lediglich die Sommermonate (JJA) weisen einen schwach negativen, aber nicht signifikanten Trend auf ($\tau = -0.07$, $p = 0.14$).

Auch Abb. 20 zeigt einen klaren saisonalen Jahresgang. Die Darstellung basiert auf einer sogenannten „Heatmap“, bei der die Abflusswerte farblich codiert und die Monate gegenüber den einzelnen Beobachtungsjahren aufgetragen sind. Die Farbskala beschreibt die Höhe des Abflusses mit dunkelblauen Tönen für niedrige Abflüsse sowie grünlichen bis gelben Tönen für hohe Abflüsse. Die Wintermonate (Dezember–Februar) sind überwiegend dunkel gefärbt, was auf niedrige Abflüsse hinweist. Ab April beginnt ein deutlicher Anstieg der Abflüsse; die höchsten Werte treten regelmäßig im späten Frühjahr und Frühsommer (Mai–Juni) auf. Ab Juli nehmen die Abflüsse wieder kontinuierlich ab. Dieses Muster spricht für ein nival geprägtes Abflussregime, das stark durch Schneeschmelzprozesse im Frühjahr beeinflusst wird. Neben dem saisonalen Muster zeigt die Grafik deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Jahren, insbesondere im Bereich der Frühlingsabflüsse im Mai und Juni, wie z.B. das „Jahrhunderthochwasser“ im Mai 1999. Dies deutet auf eine grundsätzlich hohe interannuelle Variabilität der Schneeschmelze und der Niederschlagsbedingungen hin.

Abb. 21 des Hydrological Regime Shift am Pegel Steeg zeigt im Vergleich der mittleren monatlichen Abflüsse zwischen den Zeitperioden 1951-1989 und 1990-2022 eine Veränderung des saisonalen Abflussregimes. Herbst- und Winterabflüsse in der jüngeren Periode sind erhöht (zwischen $+ 0.7$ bis $+ 1.9 \text{ m}^3/\text{s}$), ebenso die Frühlingsabflüsse der jüngeren Periode (zwischen 2.2 und $5.4 \text{ m}^3/\text{s}$) mit einem maximalen mittleren Abfluss im Mai. Diese Veränderungen deuten auf eine Verschiebung der Schneeschmelzprozesse und mögliche klimatische Einflüsse im Einzugsgebiet hin.

Besonders auffällig sind die Veränderungen der durchschnittlichen Monatsabflüsse der Monate Mai bis August: Im Zeitraum 1951-1989 weisen die Sommermonate höhere mittlere Abflüsse auf als die jüngere Periode (Juni Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 2.4 \text{ m}^3/\text{s}$, Juli Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 3.7 \text{ m}^3/\text{s}$, August Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 2.4 \text{ m}^3/\text{s}$). Der Monat Mai liegt ab 1990 – vermutlich aufgrund des „Jahrhunderthochwassers“ von 1999 – in Periode 2 über dem mittleren Abfluss von Periode 1 mit $Q_{\text{mean}} = + 5.4 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tab. 11, Anhang).

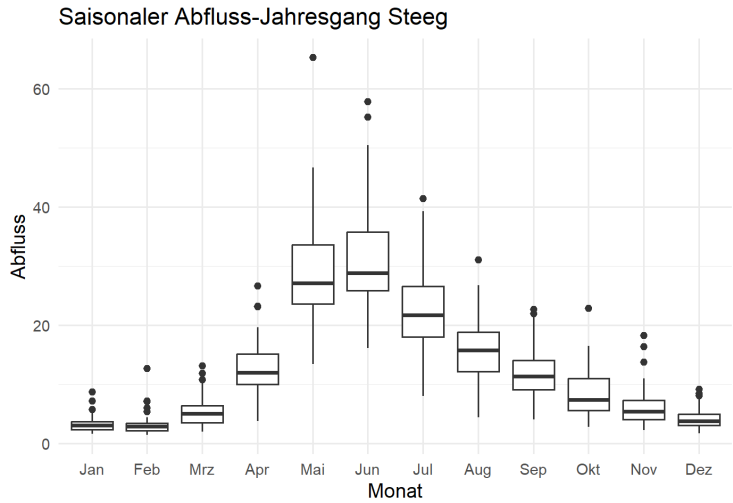


Abb. 18: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Steeg

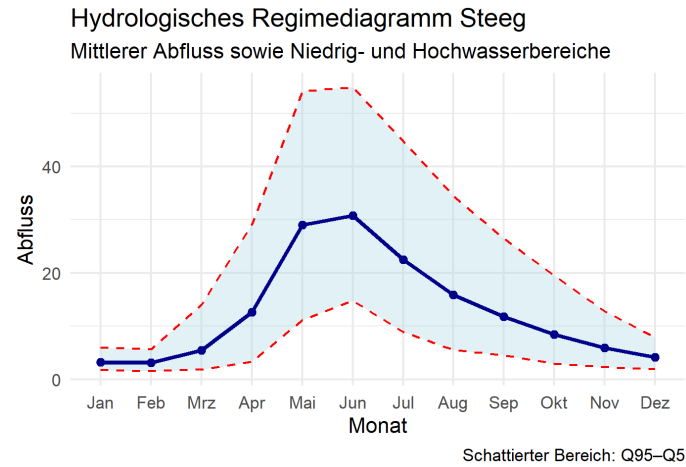


Abb. 19: Hydrologisches Regime am Pegel Steeg mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} (---) und mittlerem Abfluss (—).

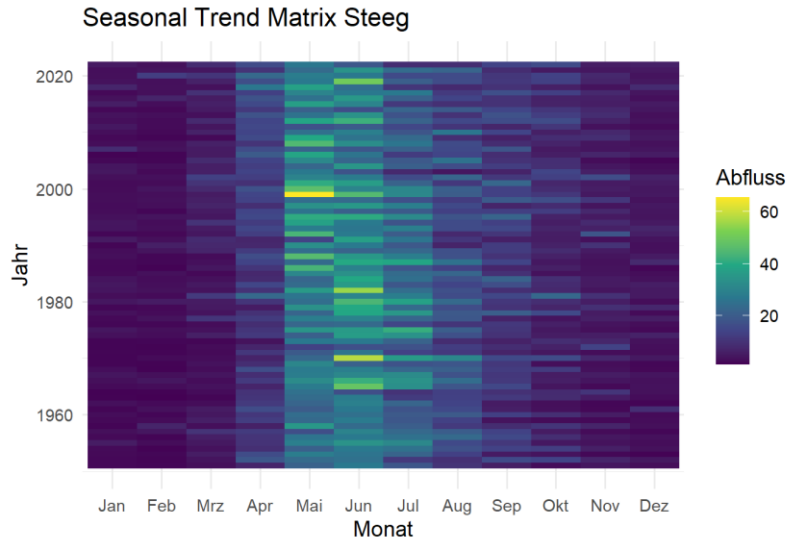


Abb. 20: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Steeg)

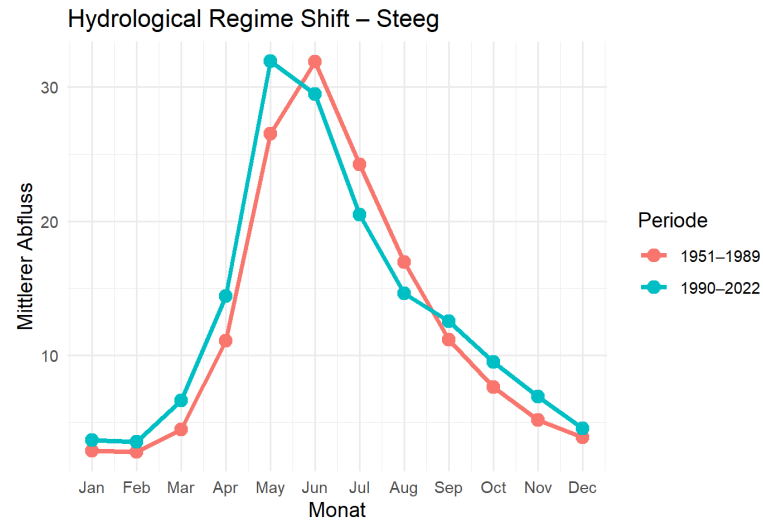


Abb. 21: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Steeg)

Pegel Vorderhornbach:

Der Pegelnullpunkt der Messstelle Vorderhornbach liegt auf 957 m ü.A. und erfasst den Abfluss eines Einzugsgebietes von 64 km². Die Pegelmessstelle umfasst lückenlose Abfluss-Tagesmittel von Januar 1975 bis Dezember 2022.

Der Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Abb. 22) zeigt erneut eine stark ausgeprägte saisonale Dynamik (Regime-Index = 6.26). Niedrigere Abflüsse treten überwiegend im Winter (DJF) auf, während im Frühjahr und Sommer ein Anstieg der Abflüsse von Mai bis Juli zu verzeichnen ist. Die Medianabflüsse für die Wintermonate von Dezember bis Februar liegen in einem begrenzten Bereich zwischen 1.1 und 1.4 m³/s. Der höchste Medianabfluss ist an diesem Pegel mit 8.3 m³/s im Juni zu verzeichnen, gefolgt vom Mai mit 7.0 m³/s. Die maximalen Abflusswerte betragen im Mai 17.0 m³/s, im Juni 14.0 m³/s und im Juli 12.9 m³/s. Mit 3.5 m³/s im Juni und 2.7 m³/s im Mai sind dies am Pegel Vorderhornbach die größten Interquartilsabstände. Das Abflussminimum mit 0.49 m³/s liegt im Januar (Tab. 10).

Der Vergleich mit dem hydrologischen Regimediagramm zum Pegel Vorderhornbach (Abb. 23) zeigt ebenfalls einen deutlich ausgeprägten saisonalen Abflussgang mit niedrigen Abflüssen während der Wintermonate und einem deutlichen Maximum im Sommer. Der mittlere Monatsabfluss erreicht sein Maximum im Juni mit 8.2 m³/s, während die geringsten Abflüsse im Januar und Februar mit jeweils 1.3 m³/s auftreten. Die große Spannweite zwischen Q₉₅ und Q₅ während der Sommermonate ergibt sich aus der Differenz der Maxima und Minima für Q₉₅ und Q₅. Das Maximum für Q₅ tritt im Juli auf (14.7 m³/s), das Q₉₅-Maximum im Juni mit 3.2 m³/s. Aufgrund des Hochwasserereignisses vom Mai 1999 wäre jedoch zu erwarten gewesen, dass auch im Mai das Q₅-Maximum auftritt. Das Minimum für Q₉₅ tritt im Februar auf (0.6 m³/s), das Minimum für Q₅ im Januar (2.7 m³/s) (Tab. 10, Anhang).

Die Trendanalyse der monatlichen Abflüsse am Pegel Vorderhornbach (Abb. 82, Anhang) zeigt eine signifikante Abnahme der Sommerabflüsse (stärkste negative Trends im Juni, Juli und August). Die daran angrenzenden Monate April, Mai und September weisen ebenfalls negative, jedoch statistisch nicht signifikante Trends auf. Dieses Muster deutet auf eine zunehmend niederschlagsärmere Sommersaison hin. Dies wird statistisch durch die Analysen der saisonalen Muster (Tab. 9, Anhang) mittels Mann-Kendall-Test bestätigt: Für die Frühjahrs-, Herbst- und Wintermonate (DJF) ergibt sich jeweils ein leicht negativer, nicht signifikanter Trend ($\tau = -0.02$ bis -0.03 , $p > 0.05$). Der Trend für die Sommermonate (JJA) ist ebenfalls negativ, allerdings hoch signifikant ($\tau = -0.27$, $p < 0.05$).

Die saisonale Trendmatrix (Abb. 24) zeigt auch für den Pegel Vorderhornbach einen klaren saisonalen Jahrgang: Die Wintermonate (DJF) sind überwiegend dunkel gefärbt, was auf niedrige Abflüsse hinweist. Ab März beginnt ein Anstieg der Abflüsse; die höchsten Werte treten im späten Frühjahr und Frühsommer (Mai–Juli) auf. Ab August und in den Herbstmonaten (September bis November) nehmen die Abflüsse wieder kontinuierlich ab. Auch hier ist das Hochwasserereignis vom Mai 1999 deutlich zu erkennen.

Abb. 25 des Hydrological Regime Shift am Pegel Vorderhornbach zeigt im Vergleich der mittleren monatlichen Abflüsse zwischen den Zeitperioden 1975–1989 und 1990–2022 eine Veränderung des saisonalen Abflussregimes vor allem in den Sommermonaten. Während die mittleren Winter- und Frühjahrsabflüsse in beiden Perioden nahezu gleich sind (Differenz zwischen 0.05 und 0.2 m³/s), sind die Sommerabflüsse der älteren Periode (1975 – 1989) erhöht: Juni + 1.9 m³/s, Juli + 2.5 m³/s und August + 1.4 m³/s (Tab. 12, Anhang).

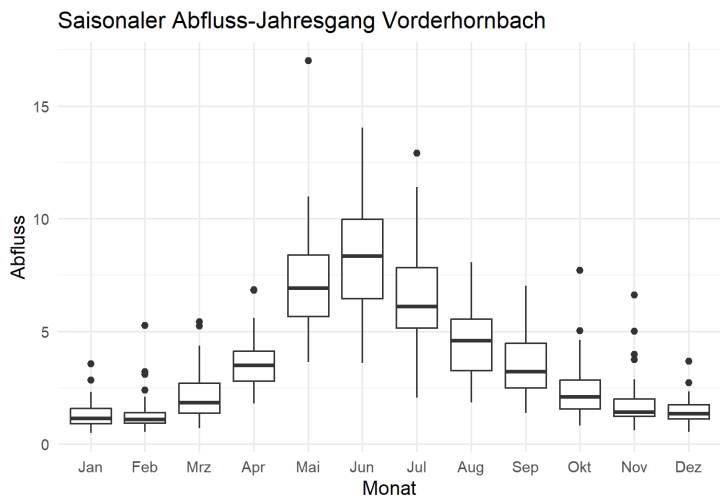


Abb. 22: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Vorderhornbach

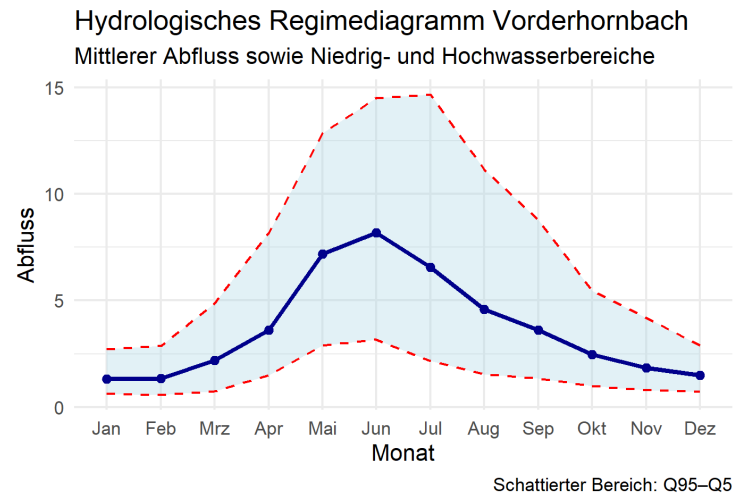


Abb. 23: Hydrologisches Regime am Pegel Vorderhornbach

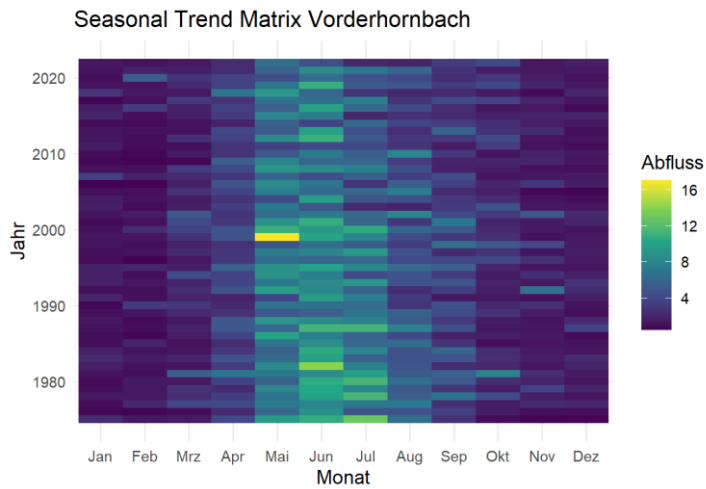


Abb. 24: Seasonal Trend Matrix (Pegel Vorderhornbach)

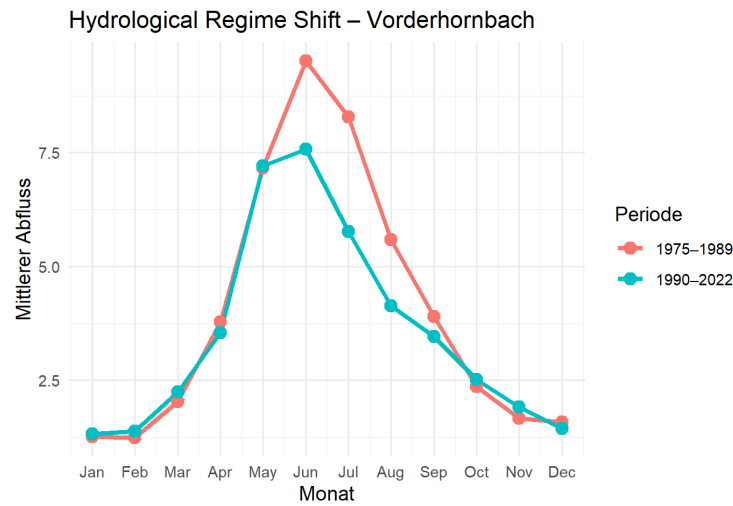


Abb. 25: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Vorderhornbach)

Pegel Stanzach:

Der Pegelnullpunkt der Messstelle Stanzach liegt auf 937 m ü.A. und erfasst den Abfluss eines Einzugsgebietes von 66 km². Die Pegelmessstelle umfasst lückenlose Abfluss-Tagesmittel von Januar 1998 bis Dezember 2022.

Der Boxplot der monatlichen Abflussmengen der Station Stanzach (Abb. 26) zeigt ebenfalls eine ausgeprägte saisonale Dynamik (Regime-Index = 6.19). Niedrige Abflüsse treten auch hier überwiegend im Winter (DJF) auf und liegen zwischen 0.8 und 1.1 m³/s (Median), während im Frühjahr ein deutlicher Anstieg der Abflüsse mit einem Maximum im Mai zu beobachten ist. Die Monate Mai und Juni weisen mit 5.1 und 4.5 m³/s die höchsten Medianwerte und gleichzeitig auch die höchsten IQR-Werte mit 2.6 und 2.0 m³/s auf. Das Abfluss-Maximum tritt im Mai mit 15.3 m³/s auf. Das Abflussminimum liegt im Februar bei 0.4 m³/s (Tab. 10).

Das hydrologische Regimediagramm zum Pegel Stanzach (Abb. 27) zeigt einen deutlich ausgeprägten saisonalen Abflussgang mit niedrigen Abflüssen während der Wintermonate und einem deutlichen Maximum im späten Frühjahr und Frühsommer. Der mittlere Monatsabfluss erreicht sein Maximum im Mai mit 5.8 m³/s, während die geringsten Abflüsse im Januar und Februar mit jeweils 0.9 m³/s auftreten. Die große Spannweite zwischen Q₉₅ und Q₅ während der Frühjahrs- und Sommermonate weist auch hier auf eine erhöhte Abflussvariabilität während der Schneeschmelzperiode und mögliche Starkregenereignisse hin. Die Maxima für Q₅ und Q₉₅ treten im Mai auf (Q₅ = 10.8 m³/s; Q₉₅ = 2.5 m³/s). Das Minimum für Q₉₅ tritt im Februar auf (0.4 m³/s), das Minimum für Q₅ im Januar (1.9 m³/s) (Tab. 10, Anhang).

Abb. 83 (Anhang) zeigt die monatlichen Langzeittrends der Abflüsse am Pegel Stanzach. Die Trendanalyse der monatlichen Abflüsse zeigt eine nicht-signifikante Zunahme der Winterabflüsse, mit dem stärksten positiven Trend im Februar. Dagegen weisen die übrigen Monate von März bis November negative, statistisch nicht signifikante Trends auf. Die Analysen der saisonalen Muster (Tab. 9, Anhang) mittels Mann-Kendall-Test ergeben für die Wintermonate (DJF) einen leicht positiven, nicht signifikanten Trend ($\tau = 0.11$, $p > 0.05$), für das Frühjahr (MAM) ist der Trend leicht negativ und nicht signifikant ($\tau = -0.02$, $p > 0.05$). Auch im Sommer (JJA) und Herbst (SON) konnte ein schwach negativer und nicht signifikanter Trend ermittelt werden (JJA: $\tau = -0.06$, $p > 0.05$ und SON: $\tau = -0.11$, $p > 0.05$).

Auch die Trendmatrix am Pegel Stanzach (Abb. 28) zeigt einen saisonalen Jahresgang, jedoch aufgrund der geringeren Datenmenge im Vergleich zu den anderen Pegeln einen weniger deutlich ausgeprägten: Die Wintermonate (DJF) sowie der erste Frühjahrsmonat März sind überwiegend dunkel gefärbt, was auf niedrige Abflüsse hinweist. Sommer und Herbst (Juli bis November) zeigen ebenfalls vorrangig dunkle bis mittelblaue Töne, was auch hier für niedrige Abflüsse spricht. Von April bis Juni nehmen die Abflüsse sichtbar zu; der höchste Wert ist erneut im Mai 1999 (Hochwasserereignis) zu erkennen. Grundsätzlich ist der Monat Mai an diesem Pegel der Monat, welcher über den gesamten Erfassungszeitraum die höchsten Abflüsse im Jahresverlauf aufweist.

Abb. 29 des Hydrological Regime Shift am Pegel Stanzach zeigt im Vergleich der mittleren monatlichen Abflüsse zwischen den Zeitperioden 1998-2009 und 2010-2022 kaum Veränderungen des saisonalen Abflussregimes. Eine leichte Zunahme des Abflusses in Periode 2 (2010-2022) zwischen 0.05 und 0.29 m³/s ist in den Wintermonaten (DJF) gegenüber Periode 1 zu verzeichnen. Die geringsten Unterschiede in den mittleren Abflüssen weisen die Monate Juni, Oktober und Dezember auf (jeweils 0.05 m³/s). Insbesondere die Frühjahrsabflüsse (MAM) liegen in der älteren Periode über den Abflüssen der jüngeren Periode, wobei der Mai mit +1.9 m³/s den deutlichsten Unterschied verzeichnet (Tab. 13, Anhang). Dieser statistische

Unterschied kann sich erneut auf das „Jahrhunderthochwasser“ von 1999 zurückführen lassen. Es ist zudem anzumerken, dass die Daten an diesem Pegel nur über einen Zeitraum von 24 Jahren erhoben wurden und somit über einen deutlich kürzeren Zeitraum als an den anderen Pegeln, die bis zu 71 Jahre erfasst haben (z.B. am Pegel Steeg).

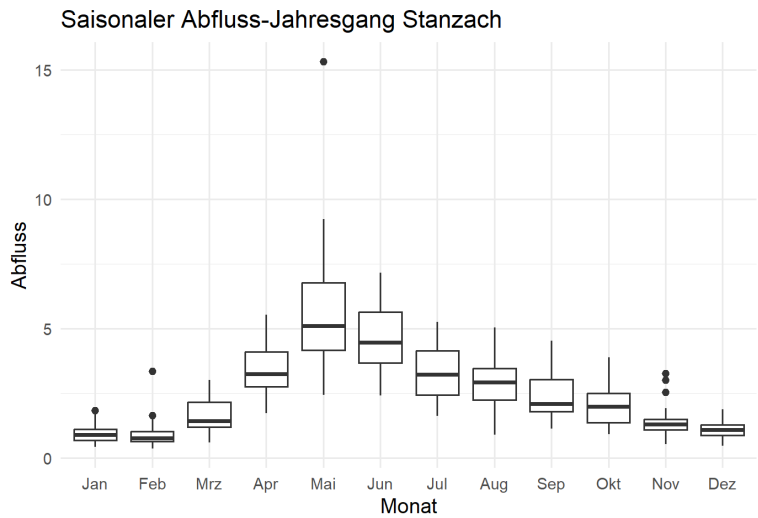


Abb. 26: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Stanzach

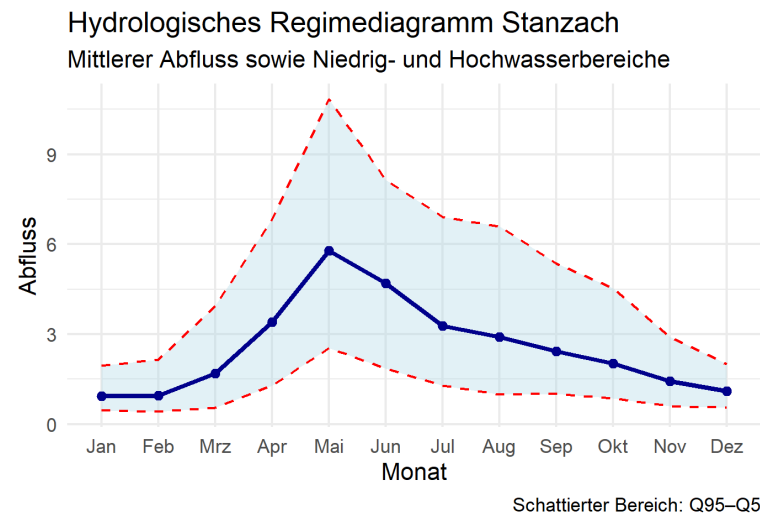


Abb. 27: Hydrologisches Regime am Pegel Stanzach

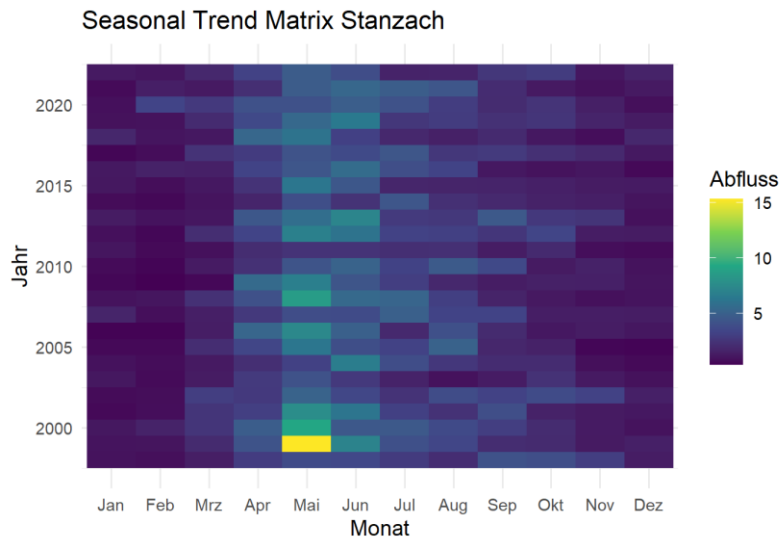


Abb. 28: Seasonal Trend Matrix (Pegel Stanzach)

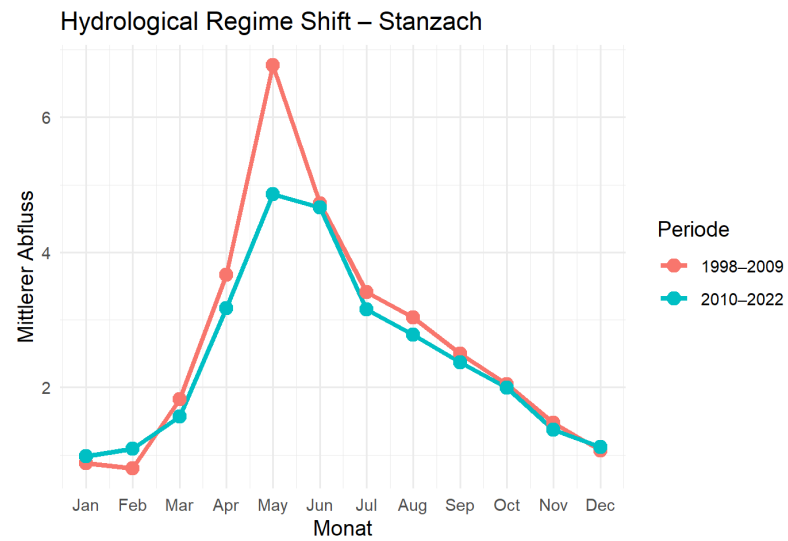


Abb. 29: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Stanzach)

Pegel Lechaschau:

Der Pegelnullpunkt der Messstelle Lechaschau liegt auf 836 m ü.A. und erfasst den Abfluss eines Einzugsgebietes von 1012 km². Die Pegelmessstelle umfasst lückenlose Abfluss-Tagesmittel von Januar 1971 bis Dezember 2022.

Der Boxplot der monatlichen Abflussmengen der Station Lechaschau (Abb. 30) zeigt ebenfalls eine ausgeprägte saisonale Dynamik (Regime-Index = 5.92). Niedrige Abflüsse treten auch hier überwiegend im Winter (DJF) auf und liegen zwischen 14.1 und 18.6 m³/s (Median), während im Frühjahr ein deutlicher Anstieg der Abflüsse mit einem Maximum im Mai zu beobachten ist. Die Monate Mai und Juni weisen mit 82.1 und 89.1 m³/s die höchsten Medianwerte und gleichzeitig auch die höchsten IQR-Werte mit 40.0 und 41.8 m³/s auf. Der Monat Mai fällt außerdem durch das Abfluss-Maximum von 221.4 m³/s auf. Das Abflussminimum liegt im Januar bei 7.6 m³/s (Tab. 10).

Das hydrologische Regimediagramm zum Pegel Lechaschau (Abb. 31) ist mit den bisherigen Pegeln vergleichbar und zeigt einen deutlich ausgeprägten saisonalen Abflussgang mit niedrigen Abflüssen während der Wintermonate und einem deutlichen Maximum im späten Frühjahr und Frühsommer. Q_{mean} erreicht sein Maximum im Juni mit 92.7 m³/s, während die geringsten Abflüsse im Januar und Februar mit jeweils 15.7 m³/s auftreten. Auch hier zeigt sich eine große Spannweite zwischen Q_{95} und Q_5 während der Frühjahrs- und Sommermonate. Das Maximum für Q_5 tritt im Mai auf (169 m³/s), das Maximum für Q_{95} im Juni (42.5 m³/s), die Minima jeweils im Februar ($Q_{95} = 7.6$ und $Q_5 = 29.8$ m³/s) (Tab. 10, Anhang).

Abb. 84 (Anhang) zeigt die monatlichen Langzeittrends der Abflüsse am Pegel Lechaschau, nämlich eine nicht-signifikante Zunahme der Herbst-, Winter- und Frühjahrsabflüsse, mit dem stärksten positiven Trend im April. Dagegen weisen die Sommermonate (JJA) negative, statistisch signifikante Trends auf ($\tau = -0.10$, $p = 0.05$). Die Analysen der saisonalen Muster (Tab. 9, Anhang) mittels Mann-Kendall-Test ergeben für die Wintermonate (DJF) einen leicht positiven, nicht signifikanten Trend ($\tau = 0.08$, $p > 0.05$), für das Frühjahr (MAM) ist der Trend ebenfalls leicht positiv und nicht signifikant ($\tau = 0.07$, $p > 0.05$). Auch für den Herbst (SON) konnte ein schwach positiver, jedoch nicht signifikanter Trend ermittelt werden ($\tau = 0.03$, $p > 0.05$).

Die Trendmatrix am Pegel Lechaschau (Abb. 32) zeigt erneut einen klaren saisonalen Jahresgang: Die Färbung der Wintermonate deutet auf niedrige Abflüsse hin. Ab April beginnt ein zunächst moderater Anstieg der Abflüsse; die höchsten Werte treten regelmäßig im späten Frühjahr und Frühsommer (Mai–Juni) auf. Auch im Juli sind noch vereinzelt Jahrgänge mit höheren Abflüssen zu verzeichnen. Ab August nehmen die Abflüsse wieder kontinuierlich ab.

Abb. 33 des Hydrological Regime Shift zeigt im Vergleich der mittleren monatlichen Abflüsse zwischen den Zeitperioden 1971-1989 (Periode 1) und 1990-2022 (Periode 2) eine Veränderung des saisonalen Abflussregimes. Während die Frühjahrsabflüsse in der jüngeren Periode nur unwesentlich früher auftreten, sind die Winterabflüsse leicht erhöht. Besonders auffällig sind die Veränderungen der durchschnittlichen Monatsabflüsse der Monate Juni bis August im Zeitraum 1971-1989, die alle z.T. deutlich über den Abflüssen der jüngeren Periode liegen (Juni Periode 1: $Q_{\text{mean}} = +10.5$ m³/s, Juli Periode 1: $Q_{\text{mean}} = +12.7$ m³/s, August Periode 1: $Q_{\text{mean}} = +5.7$ m³/s). Der Monat Mai weist – aufgrund des „Jahrhunderthochwassers von 1999 – in Periode 1 einen monatlichen Abfluss von $Q_{\text{mean}} = -5.7$ m³/s auf (Tab. 14, Anhang).

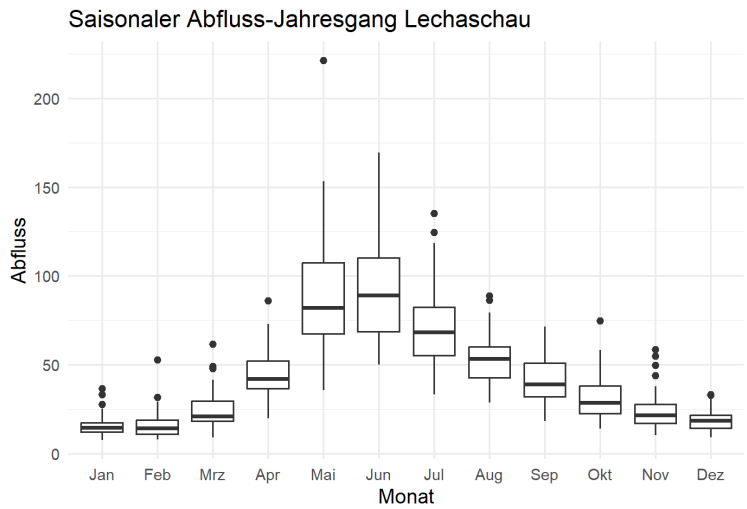


Abb. 30: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Lechaschau

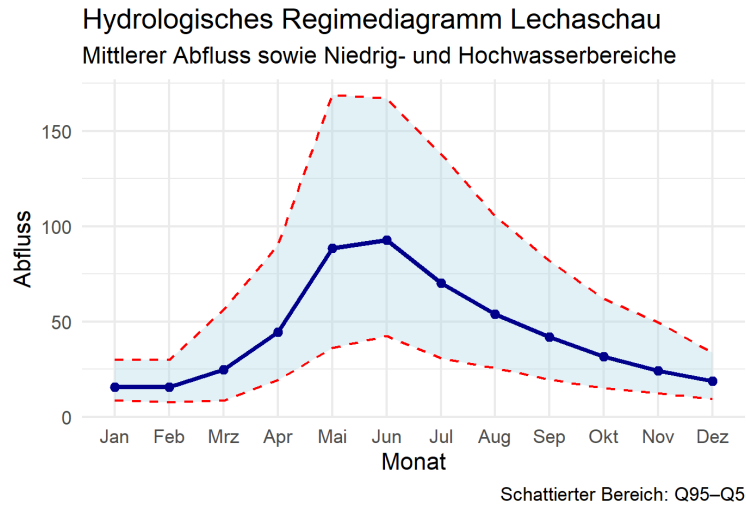


Abb. 31: Hydrologisches Regime am Pegel Lechaschau

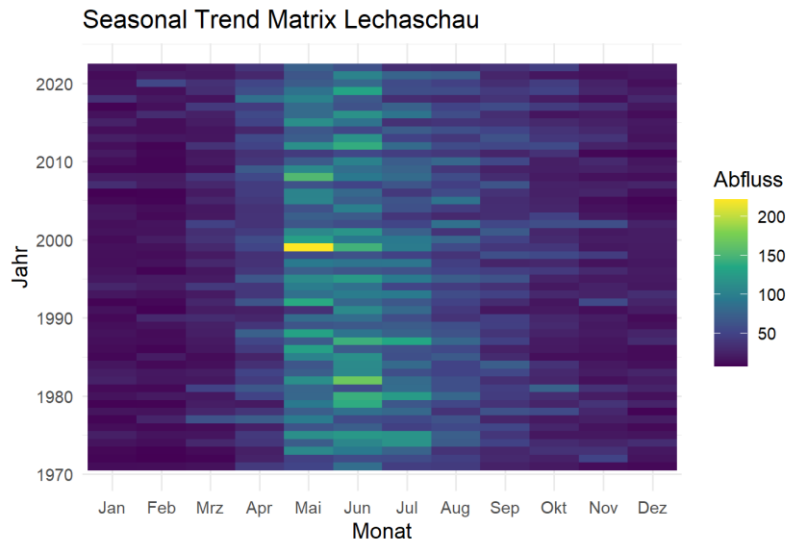


Abb. 32: Seasonal Trend Matrix (Pegel Lechaschau)

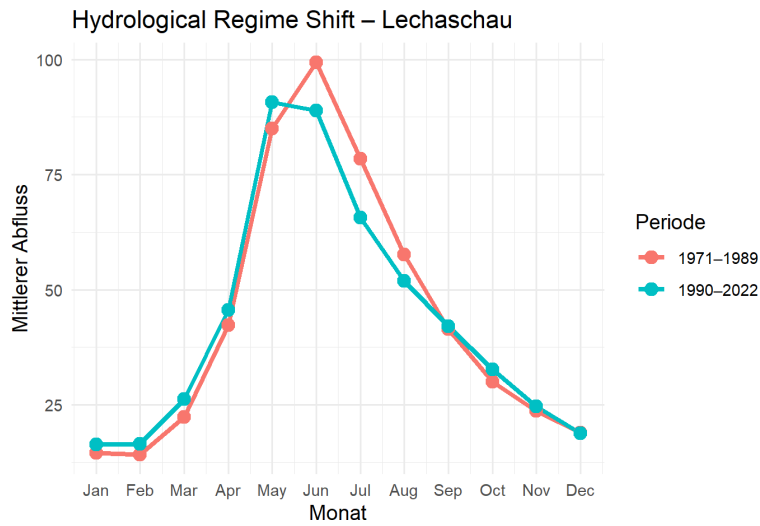


Abb. 33: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Lechaschau)

Pegel Vils:

Der Pegelnullpunkt der Messstelle Vils liegt auf 807 m ü.A. und erfasst den Abfluss eines Einzugsgebietes von 198 km². Die Pegelmessstelle umfasst lückenlose Abfluss-Tagesmittel von Januar 1961 bis Dezember 2022.

Der Boxplot der monatlichen Abflussmengen der Station Vils (Abb. 34) zeigt eine weniger ausgeprägte saisonale Dynamik als bei den übrigen Pegeln Lechaschau, Stanzach, Vorderhornbach und Steeg (Regime-Index = 2.70). Niedrigere Abflüsse treten überwiegend im Herbst und Winter (Oktober bis Februar) auf, während im Frühjahr ein Anstieg der Abflüsse von April bis Juni zu verzeichnen ist. Die Medianabflüsse für die Herbst- und Wintermonate von Oktober bis Februar liegen in einem relativ begrenzten Bereich zwischen 4.0 und 4.9 m³/s. Der Medianabfluss im Mai weist auch an diesem Pegel mit 12.1 m³/s den höchsten Wert auf, gefolgt vom Juni mit 10.3 m³/s. Die maximalen Abflusswerte betragen im Mai 41.1, im Juni 24.4 und im Juli 21.3 m³/s. Mit 6.0 m³/s im Juni und 5.1 m³/s im Juli sind dies am Pegel Vils die größten Interquartilsabstände, im Vergleich zu allen Pegeln jedoch die kleinsten IQR-Werte. Das Abflussminimum liegt mit 0.73 m³/s im Dezember (Tab. 10).

Das hydrologische Regimediagramm zum Pegel Vils (Abb. 35) zeigt einen schwächer ausgeprägten saisonalen Abflussgang mit niedrigen Abflüssen während der Wintermonate und einem deutlichen Maximum im späten Frühjahr. Q_{mean} erreicht sein Maximum im Mai mit 12.5 m³/s, während die geringsten Abflüsse im Januar und Februar mit 4.6 bzw. 4.7 m³/s auftreten. Auch hier ist eine große Spannweite zwischen Q_{95} und Q_5 während der Frühjahrs- und Sommermonate festzustellen. Die Maxima für Q_{95} und Q_5 treten beide im Mai auf ($Q_{95} = 5.4$ und $Q_5 = 24.4$ m³/s), die Minima jeweils im Februar ($Q_{95} = 1.2$ und $Q_5 = 11.3$ m³/s) (Tab. 10, Anhang).

Abb. 85 (Anhang) zeigt die monatlichen Langzeittrends der Abflüsse am Pegel Vils mit einer deutlich signifikanten Zunahme in den Monaten Januar, März und Oktober, mit dem stärksten positiven Trend im März. Dagegen weisen die restlichen Frühjahrs- und die Sommermonate (April bis August) negative Trends auf mit einem deutlich signifikanten Trend im Juni. Die Analysen der saisonalen Muster (Tab. 9, Anhang) mittels Mann-Kendall-Test ergeben für die Wintermonate (DJF) einen leicht positiven, stark signifikanten Trend ($\tau = 0.14$, $p < 0.05$). Auch für den Herbst (SON) konnte ein schwach positiver und stark signifikanter Trend ermittelt werden ($\tau = 0.14$, $p > 0.05$). Für das Frühjahr (MAM) ist der Trend ebenfalls leicht positiv, allerdings nicht signifikant ($\tau = 0.02$, $p > 0.05$). Die Sommermonate (JJA) weisen einen negativen und signifikanten Trend auf ($\tau = -0.10$, $p = 0.05$).

Die Trendmatrix am Pegel Vils (Abb. 36) zeigt nicht den gewohnten klaren saisonalen Jahresgang: Hier sind die Herbst- und Wintermonate (Oktober bis Februar) überwiegend durch niedrige Abflüsse geprägt. Ab März beginnt jedoch nur ein leichter bis moderater Anstieg der Abflüsse. Höhere Werte treten vereinzelt im Frühjahr und Sommer (April bis Juni) auf. Der höchste Abflusswert ist auch an diesem Pegel im Mai 1999 zu verzeichnen. Ab Juli/August nehmen die Abflüsse wieder kontinuierlich ab.

Abb. 37 des Hydrological Regime Shift am Pegel Vils zeigt im Vergleich der mittleren monatlichen Abflüsse zwischen den Zeitperioden 1961-1989 und 1990-2022 eine klare Veränderung des saisonalen Abflussregimes. Sowohl die Frühjahrsabflüsse in der jüngeren Periode als auch die Herbst- und Winterabflüsse sind erhöht und weisen eine Zunahme von 0.4 m³/s (Dezember) bis 1.8 m³/s (September) auf. Besonders auffällig ist der Monat März, der mit einer Zunahme von 2.9 m³/s den größten Unterschied zur Periode 1 (1961-1989) aufweist. Die Veränderungen der durchschnittlichen Monatsabflüsse der Monate Mai bis Juli im Zeitraum 1961-

1989 liegen alle über den Abflüssen der jüngeren Periode (Mai Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 0.9 \text{ m}^3/\text{s}$, Juni Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 2.2 \text{ m}^3/\text{s}$, Juli Periode 1: $Q_{\text{mean}} = + 0.8 \text{ m}^3/\text{s}$) (Tab. 15, Anhang).

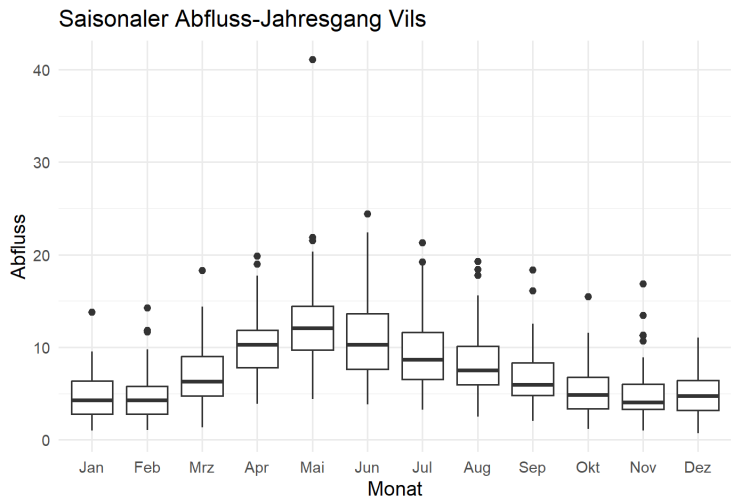


Abb. 34: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Vils

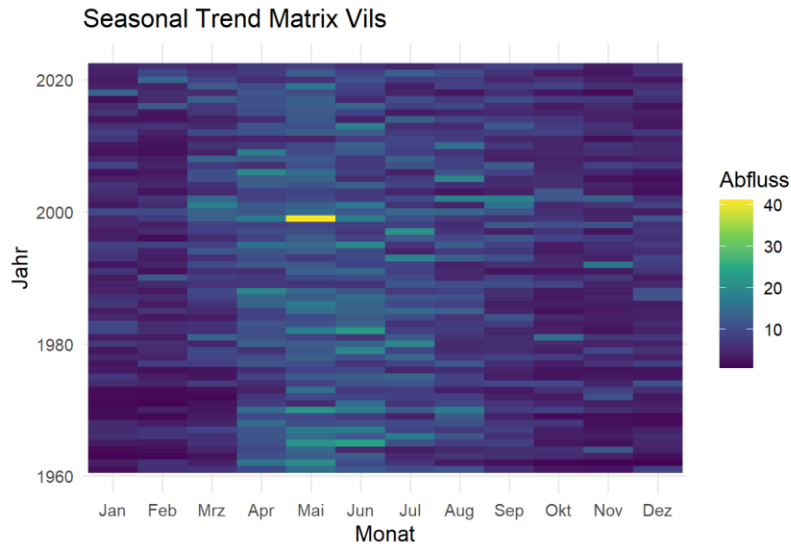


Abb. 36: Seasonal Trend Matrix (Pegel Vils)

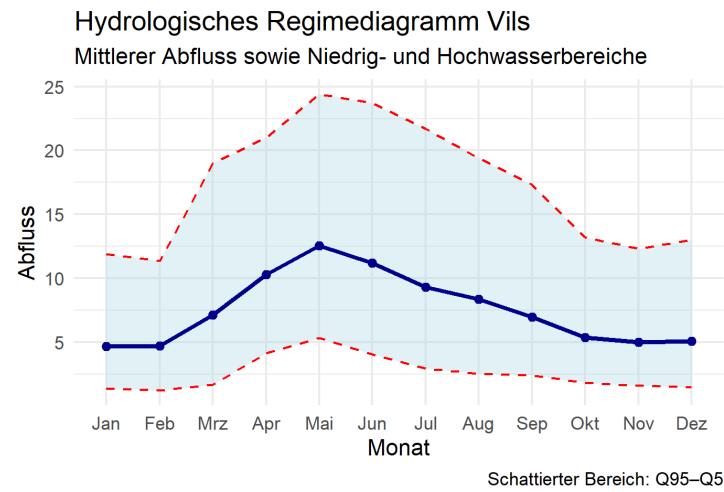


Abb. 35: Hydrologisches Regime am Pegel Vils

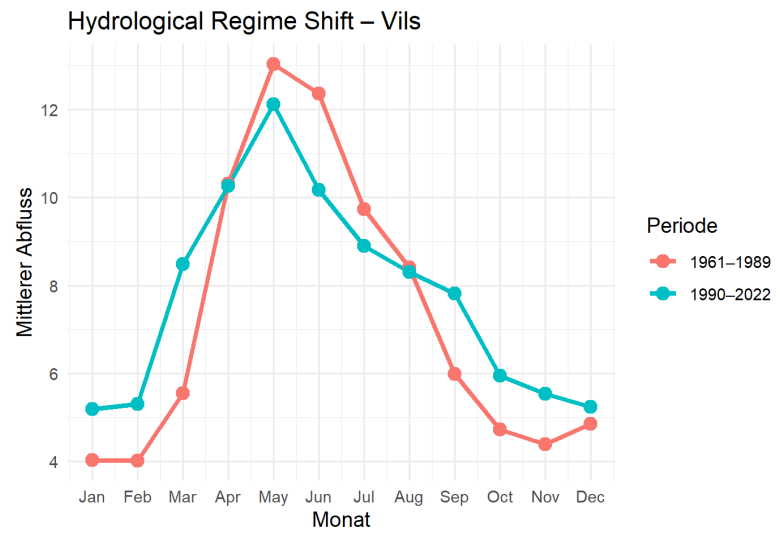


Abb. 37: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Vils)

3.3 Analysen der abiotischen Faktoren: Sedimentation des Tiroler Lech

Ein Datensatz für die Schwebstoffanalyse (Tagesfracht) liegt nur am Pegel Lechaschau vor und umfasst den Zeitraum von 01.01.2009 bis 31.12.2022.

Zur Untersuchung eines möglichen Langzeittrends der Sedimentfracht wurde eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Die Analyse ergab keine statistisch signifikante Beziehung zwischen beiden Variablen ($p = 0.576$, $SE = 0.05$). Die geschätzte Steigung beträgt 0.028 t/d pro Tag, ist jedoch aufgrund der hohen Streuung der Daten nicht signifikant. Das Bestimmtheitsmaß ($R^2 = 0.00006$) zeigt, dass das Modell praktisch keine Varianz der Sedimentfracht erklärt. Insgesamt lässt sich daher kein signifikanter Langzeittrend der Sedimentfracht im Untersuchungszeitraum feststellen. Auch der Mann-Kendall-Test ergab keinen statistisch signifikanten Trend über den Untersuchungszeitraum von 13 Jahren ($p > 0.05$). Der Kendall-Tau-Koeffizient liegt nahe Null ($\tau = -0.00129$), was darauf hinweist, dass weder ein systematischer Anstieg noch eine Abnahme der Sedimentfracht festgestellt werden kann. Die beobachteten Variationen der Sedimentfracht sind daher vermutlich vor allem auf kurzfristige hydrologische Ereignisse zurückzuführen. Der fehlende Trend wird auch in der logarithmischen Darstellung in Abb. 38 deutlich.

Aus den beiden Abbildungen 39 und 40 lassen sich die Tage mit der höchsten Sedimentfracht des Erfassungszeitraums und die jeweils transportierte Fracht ablesen. Erkennbar ist, dass sowohl das Auftreten dieser Extremwerte als auch deren absolute Fracht relativ gleichmäßig über die erhobenen 13 Jahre verteilt sind. Aus Tab. 16 (Anhang) geht außerdem hervor, dass Jahre mit sehr hohen Frachten direkt auf Jahre mit sehr geringen Frachten folgen können. So folgt z.B. das Jahr 2012 mit 626409 Tonnen Sediment direkt auf das Jahr 2011 mit nur 202265 Tonnen Fracht.

Der Contribution Plot (Abb. 41) zeigt die kumulative Sedimentfracht in Abhängigkeit zu den größten Sedimentereignissen. Dabei wird deutlich, dass ein beachtlicher Teil des Sedimenttransports durch wenige Extremereignisse verursacht wird. Die 20 größten Sedimenttage tragen etwa 23 % zur gesamten Sedimentfracht des Untersuchungszeitraums bei. Dies unterstreicht die hohe Bedeutung einzelner Hochwasserereignisse für den Sedimenttransport.

Diese Ungleichverteilung der Sedimentfracht im Untersuchungszeitraum zeigt auch die Lorenz-Kurve (Abb. 42). Während eine Gleichverteilung durch die gestrichelte Diagonale dargestellt wird, liegt die beobachtete Kurve deutlich darunter. Der Gini-Koeffizient von 0.89 bestätigt, dass ein Großteil der Sedimentfracht durch wenige Ereignistage transportiert wird (0 entspricht einer perfekten Gleichverteilung, 1 entspricht der Dominanz weniger Ereignisse).

Die saisonale Darstellung der Sediment-Rating-Curve (Abb. 43) zeigt deutliche Unterschiede im Sedimenttransport zwischen den Jahreszeiten. Während hohe Sedimentfrachten überwiegend in den Frühjahrs- und Sommermonaten auftreten (Mai bis August), sind die Wintermonate (Dezember bis Februar) durch geringe Sedimentmobilisierung gekennzeichnet. Dies deckt sich mit den Darstellungen des Boxplot der monatlichen Sedimentfracht (Abb. 44) und deutet erneut darauf hin, dass Starkregenereignisse, die vornehmlich zwischen Juli und Oktober verzeichnet sind (einzelne Punkte über den Boxen), eine zentrale Rolle für den Sedimenttransport im Untersuchungsgebiet spielen. Die statistische Analyse zeigt außerdem einen sehr signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Abfluss und Sedimentfracht ($b = 3.27$, $p < 0.001$, $SE = 0.021$). In der logarithmischen Darstellung ergibt sich eine annähernd lineare Beziehung, was auf eine Potenzfunktion zwischen beiden Größen hinweist. Mit zunehmendem

Abfluss steigt die Sedimentfracht deutlich an, was die dominante Rolle von Hochwasserereignissen für den Sedimenttransport im Untersuchungsgebiet erneut unterstreicht.

Die Sediment Duration Curve (Abb. 86, Anhang) zeigt die Häufigkeitsverteilung der täglichen Sedimentfrachten. Während niedrige Sedimentfrachten häufig auftreten, werden hohe Sedimentwerte nur selten erreicht. Die steile Kurve im Bereich niedriger Überschreitungswahrscheinlichkeiten zeigt, dass ein Großteil des Sedimenttransports durch wenige Extremereignisse verursacht wird. Das 10 %-Quantil der täglichen Sedimentfracht beträgt 2.1 t/d. Dies bedeutet, dass 10 % der beobachteten Tage eine Sedimentfracht von höchstens 2.1 t/d aufweisen, während an 90 % der Tage höhere Werte auftreten. Nur etwa 10 % der Tage erreichen hingegen Sedimentfrachten von mehr als 2349 t/d und stellen damit die sedimentreichsten Ereignisse im Datensatz dar. Die Analyse der kumulativen Sedimentfracht zeigt eine starke Dominanz einzelner Ereignisse. Bereits eine geringe Anzahl von Tagen trägt einen erheblichen Anteil zum gesamten Sedimenttransport bei. So transportieren lediglich 110 Tage, entsprechend 2.15 % des Untersuchungszeitraums, etwa 50 % der gesamten Sedimentfracht.

Der Return-Level-Plot (Abb. 45) zeigt die geschätzten Extremwerte der Sedimentfracht, basierend auf einer Generalized Extreme Value-Verteilung. Mit zunehmender Wiederkehrperiode steigt die geschätzte Sedimentfracht deutlich an. Der Return-Level-Plot zeigt, dass Sedimentfrachten von etwa 119000 t/a einem 10-Jahres-Ereignis entsprechen, während Werte von etwa 137000 t/a statistisch einem 20-Jahres-Ereignis zugeordnet werden können. Die Konfidenzintervalle nehmen mit steigender Wiederkehrperiode zu, was die zunehmende Unsicherheit der Extremwertschätzung bei begrenzter Datengrundlage widerspiegelt. Return-Level-Schätzungen für Wiederkehrperioden über 20 Jahre sollten aufgrund der begrenzten Datengrundlage mit Vorsicht interpretiert werden. Insgesamt deutet die Grafik auf ein typisches Sedimentregime mit wenigen großen Ereignissen hin, welche den Sedimenttransport dominieren.

Als ergänzender Hinweis sei erwähnt, dass aufgrund der zunehmenden Auffüllung des Flussbetts mit Sediment zwischen 2012 und 2017 im Bereich Höfen eine Geschiebefalle zur kontrollierten Geschiebeablagerung und -entnahme im Lech eingebaut wurde. Die neu entstandene Mittelwasserrinne sorgt für einen reduzierteren Geschiebetransport und reduziert somit auch die Notwendigkeit des Geschiebeabtrags. Bei einem HQ100-Ereignis (990 m³/s) werden 80% des Geschiebes in einem separaten Gerinneabschnitt abgelagert. Insgesamt bleibt die ökologische Durchgängigkeit des Lech weiterhin erhalten (Baubezirksamt Reutte, o.J.).

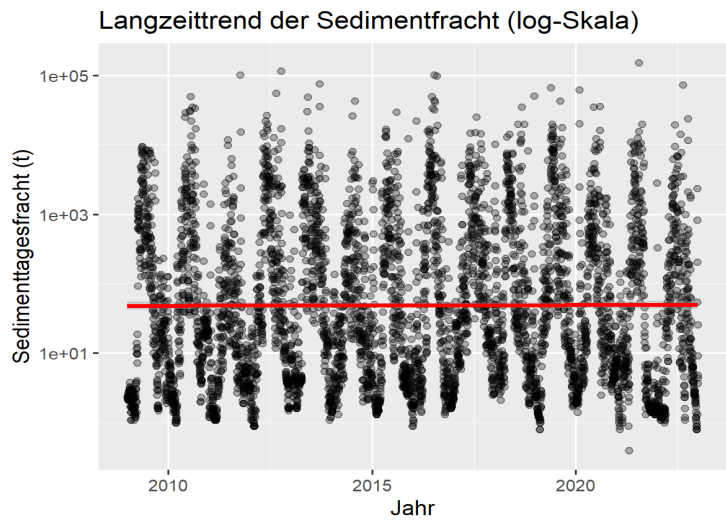


Abb. 38: Zeitreihe (log-Skala) der Sedimentfracht (t/d) am Pegel Lechaschau

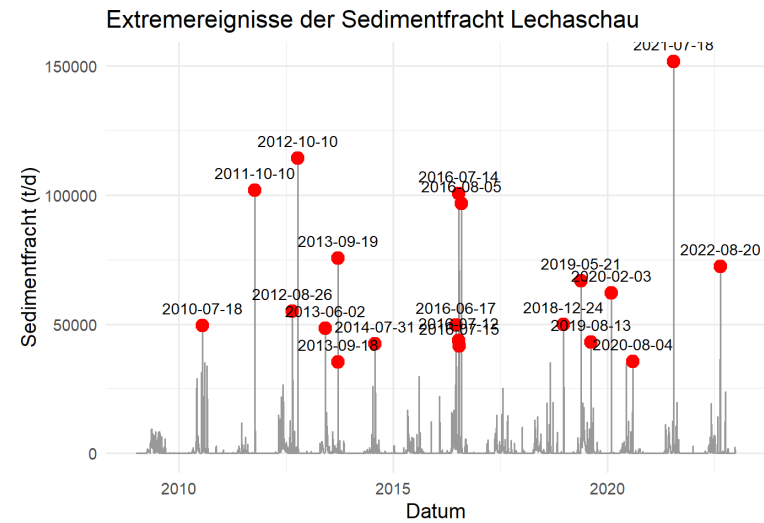


Abb. 39: Zeitreihe der Sedimentfracht am Pegel Lechaschau einschließlich der Tage mit der höchsten Sedimentfracht (rote Punkte)

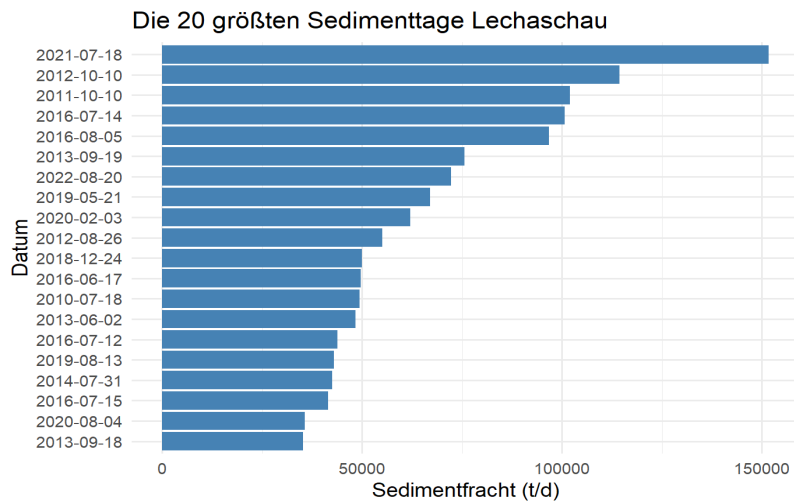


Abb. 40: Die 20 Tage mit der höchsten Sedimentfracht, absteigend angeordnet nach Sedimentmenge

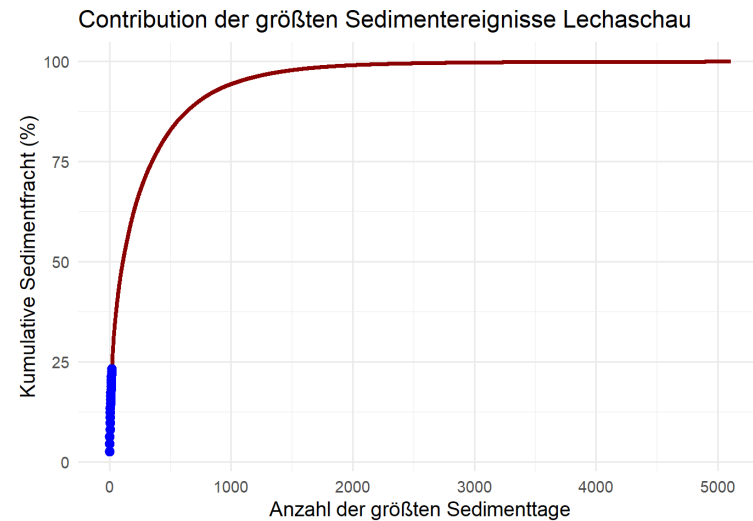


Abb. 41: Contribution Plot der 20 größten Sedimentereignisse (blaue Punkte) am Pegel Lechaschau

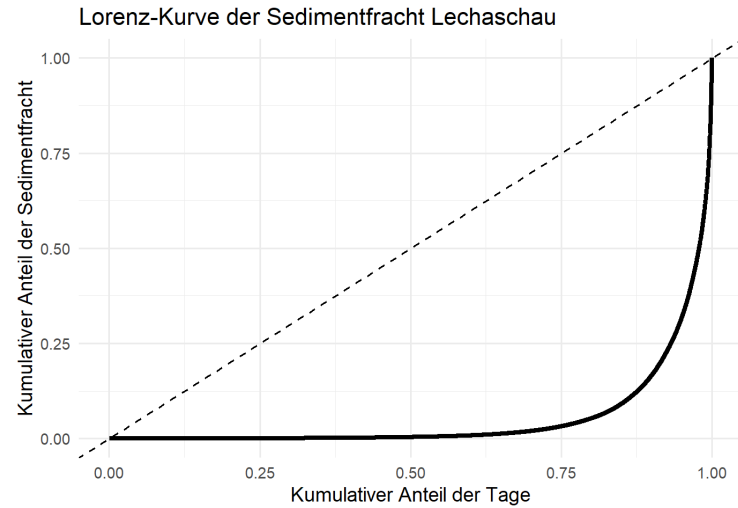


Abb. 42: Lorenzkurve (durchgehende Linie) im Vergleich zur Gleichverteilung von kumulativer Sedimentfracht und kumulativem Anteil der Tage (gestrichelte Linie)

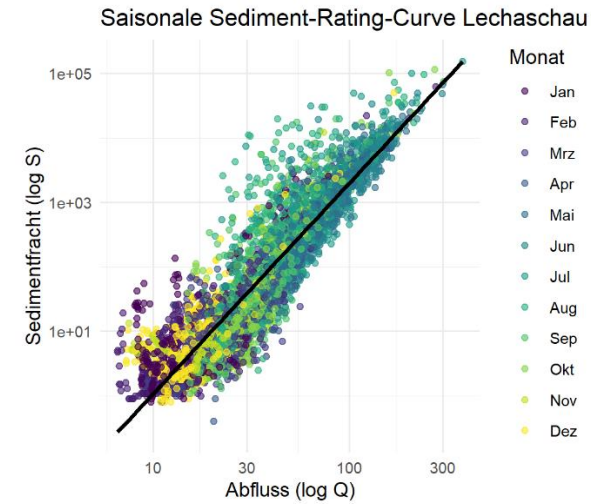


Abb. 43: logarithmische Sediment Rating Curve zum Zusammenhang von Abfluss und Sedimentfracht sowie Regressionsgerade (Pegel Lechaschau)

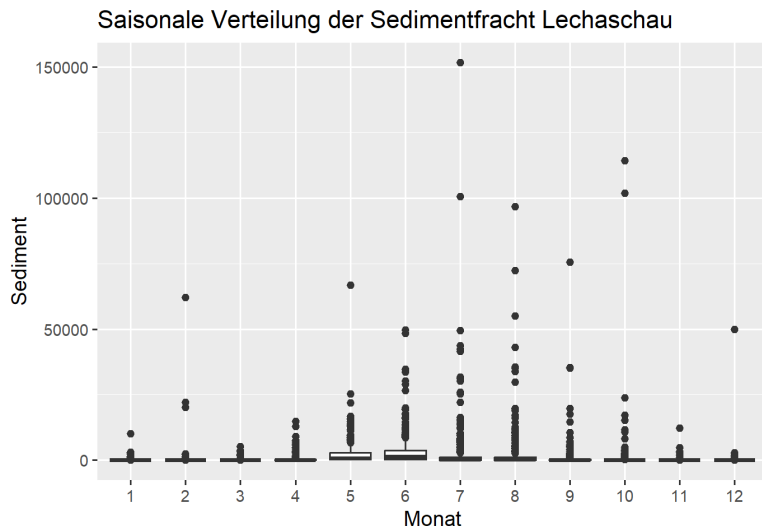


Abb. 44: Boxplot zur Sedimentfracht (in t/d) nach Monaten

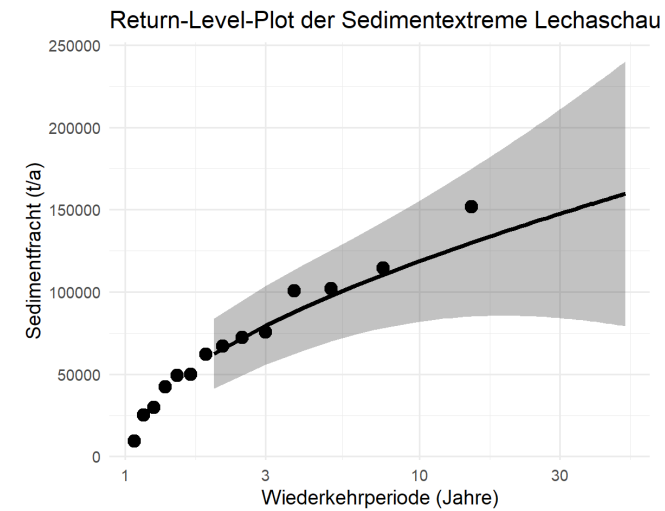


Abb. 45: Return Level Plot; grauer Bereich: 95%-Konfidenzband = Unsicherheit der Schätzung; Punkte: beobachtete Jahresmaxima

3.4 Analysen der Biota (Vergleich des Zustandes vor und nach den Renaturierungsmaßnahmen)

3.4.1 Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)

Natürliche Steinkrebs-Vorkommen in Tirol sind beschränkt auf die Region Außerfern und den Archbach mit den letzten bekannten intakten Beständen, sowie auf den Halensee (Tannheimer Tal; 1124 m über N.N.). Dies ist damit das südlichste Vorkommen im Bayrisch-Tirolischen Verbreitungsgebiet. Der Archbach mündet aus dem Plansee in den Tiroler Lech. Im Archbach befinden sich mit den Stuiben-Wasserfällen, diversen Stützmauern und Wasserkraftstationen mehrere Hindernisse, die die Durchgängigkeit einschränken. Innerhalb des Archbachs liegt der Hüttenmühlsee, eine künstlich geschaffene Einfassung zum Hochwasserschutz mit geringen Veränderungen des Wasserstandes (Sint et al., 2006). Nach den Studien von Sint et al. kommen in höheren Regionen eher kleinere Individuen vor, möglicherweise bedingt durch die niedrigen Wassertemperaturen, welche die aktive Phase und somit die Wachstumsperiode der Tiere verkürzen. Vor den LIFE-Maßnahmen am Tiroler Lech bezifferten Sint et al. die Bestände des Steinkrebsses auf 109 Individuen aus 3 unterschiedlichen Populationen (Stand: Herbst 2004).

Aufgrund der fehlenden Daten des letzten Monitoringzeitraums ist davon auszugehen, dass keine nennenswerten Individuenzahlen dokumentiert wurden. Leider blieb die wiederholte Anfrage der Verfasserin dieser Arbeit beim zuständigen Verantwortlichen ohne Antwort. Als besonders temperatursensible Art, die zudem bestimmte Ansprüche an das Habitat bzgl. Abfluss und Geschiebe stellt, wären aktuelle Monitoringzahlen beim Steinkrebs besonders interessant gewesen vor dem Hintergrund der Frage, ob die strukturellen Verbesserungen des Ökosystems durch die Renaturierungsmaßnahmen die offensichtlich rasch voranschreitende und für den Steinkrebs negative Veränderung der abiotischen Faktoren ausgleichen kann.

3.4.2 Die Koppe (*Cottus gobio*)

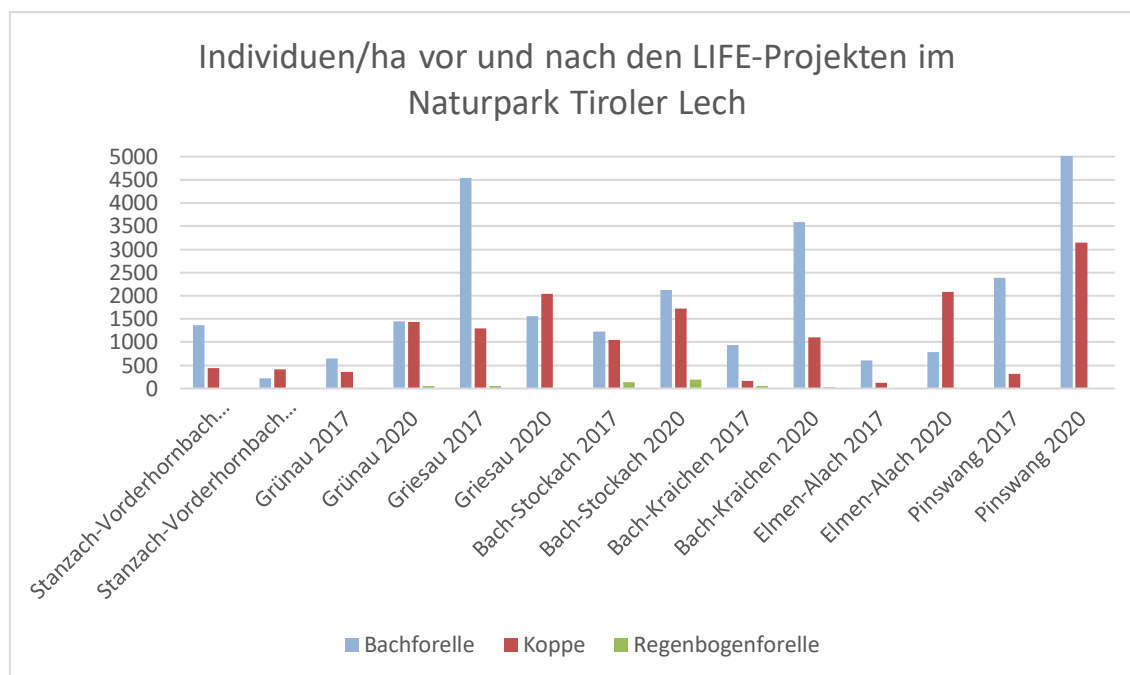


Abb. 46: Individuenzahlen der Koppe und ihrer Fraßfeinde vor der Umsetzung der LIFE-Maßnahmen (Herbst 2017) und danach (Herbst 2020); eigene Darstellung; Quelle: Moritz, 2021

Das Fisch-Monitoring vor und nach der Umsetzung der LIFE-Maßnahmen erfolgte in Form einer watenden Streifenbefischung von Streifen mit ca. 5m Breite im Herbst bei vergleichbaren Niedrigwasserständen bzw. bei abnehmender Abflusssituation. Aus Abb. 46 geht hervor, dass die Bestände der Koppe in allen befischten Bereichen z.T. deutlich zugenommen haben. Am deutlichsten zugenommen haben die Fangzahlen in den Abschnitten Grünau (von 354 auf 1438 Individuen/ha), Bach-Kraichen (von 166 auf 1105 Individuen/ha), Elmen-Alach (von 123 auf 2089 Individuen/ha) und Pinswang (von 314 auf 3149 Individuen/ha). In den Bereichen Griesau und Bach wurden nach den Maßnahmen allerdings deutlich mehr (etwa 3-4x) Bachforellen als Koppen gefangen, auch eine leichte Zunahme der Anzahl an Regenbogenforellen ist im Bereich Bach dokumentiert. Da beide Forellenarten als Fraßfeinde v.a. juveniler Koppen gelten, kann diese Entwicklung wiederum einen negativen Effekt auf die langfristige Bestandsentwicklung der Koppen haben.

Die vorgenommenen Aufweitungen im Zuge der LIFE-Maßnahmen führten letztlich zu einer großflächigeren Verteilung der Hochwasserabflüsse und damit zu einem geringeren hydraulischen Stress, auch wenn die Breite des Niederwasserbettes nicht wesentlich verändert wurde. Die größten Fischdichten wurden in ufernahen Bereichen festgestellt, deutlich weniger Individuen wurden im Hauptarm gefangen, der stark durchströmt und meist durch Schotter ohne oder mit nur wenig Bewuchs gekennzeichnet ist. Bei den verschiedenen Uferstrukturen war auch der teilweise verfallene Blockwurf ein durchaus wichtiger Fischlebensraum, v.a. für die territoriale Bachforelle, welche wiederum als Fraßfeind der Koppe gilt und die dort geringeren Fangzahlen u.a. erklären könnte. Die Seitenarme und Bachmündungen wurden aufgrund der hohen Koppenzahl als sehr gut geeignete Habitate für Koppen (und juvenile Bachforellen) verzeichnet, insbesondere aufgrund des geringeren Abflusses. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich der Koppbestand an fast allen Maßnahmenstellen (mit Ausnahme

von Stanzach) nach den Renaturierungsmaßnahmen erhöht hat. Dies lässt darauf schließen, dass die Maßnahmen eine positive Auswirkung auf deren (und andere) Fischbestände haben (Moritz, 2021).

3.4.3 Der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)

Teilstrecken	FRP			
	1977	1989/90	2012 (*FL)	2022 (MS)
Steeg-Bach	n.k.	0	0	0
Bach-Häselgehr	n.k.	0	0	0
Häselgehr-Vorderhornbach	0	0	0	0
Vorderhornbach-Forchach	1	6-7	2	3-6
Forchach-Höfen	1	9-10	7	9-10
Höfen-Reutte	1	2-3	1	0-2
Reutte-Oberpinswang	0	0	1	1-2
Oberpinswang-Grenze	2	1-2	2	2-3
Gesamt	5	18-22	13	15-23

Tab. 17: Erhebungen der jeweiligen Revieranzahl des Flussregenpfeifers (1977: Landmann, 1989/90: Frühauf & Dvorak, 2012: Lassacher, 2022: Sodja; Quelle: Sodja, 2022)

Aus Tab. 17 geht eine allgemeine Erholung der Bestände im Anschluss an beide LIFE-Maßnahmen hervor. Während nach der ersten Projektphase (2001-2007) die Zahl der Brutreviere nach Lassacher (2012) eingebrochen ist (Abb. 47), konnte nach der zweiten Projektphase (2016-2022) eine Zunahme der Brutreviere durch Sodja 2022 dokumentiert werden. Die Zahlen der aktuellsten Erhebungen an den einzelnen Flussabschnitten finden sich in Tabelle 19a im Anhang.

Der zwischenzeitliche Einbruch der Zahlen kann an der Störung der Brutaktivitäten durch die baulichen Maßnahmen am und im Lech liegen. Landmann stellt beim Regenpfeifer eine weniger variable Raumnutzung fest als beim Uferläufer (aufgrund bevorzugter Besiedelung von Inseln und vegetationsfreien Uferbereichen), geht aber davon aus, dass der Regenpfeifer langfristig durchaus von den Aufweitungsmaßnahmen profitieren wird (Landmann, 2007).

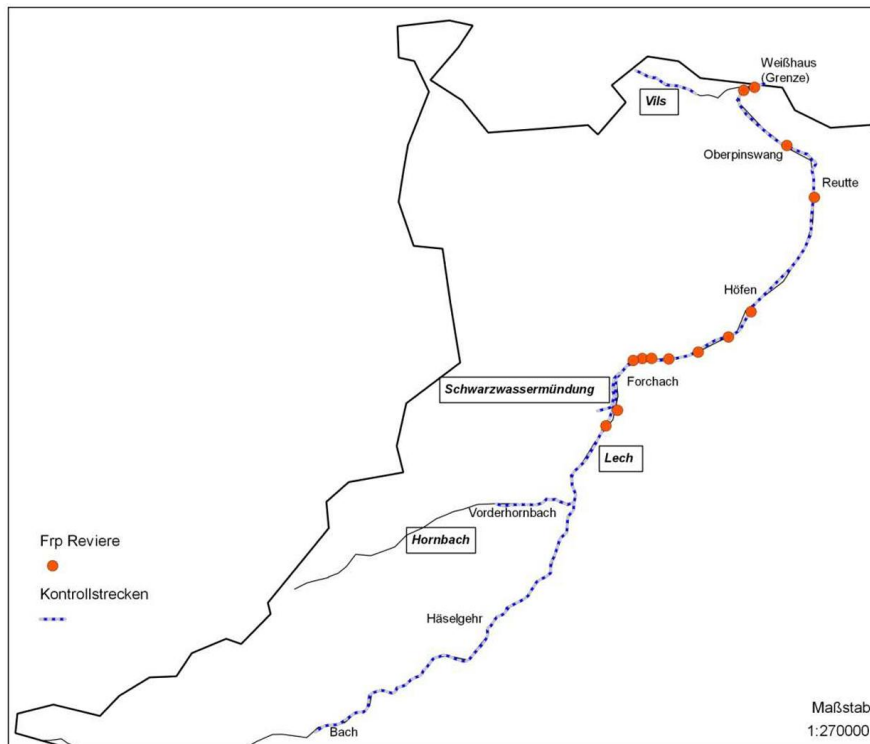


Abb. 47: Brutreviere der Flussregenpfeifer, Stand 2012 (Lassacher, 2014)

Die weitgehende Stabilität der Bestände des Regenpfeifers über die letzten 30 Jahre – im Vergleich zu deutlichen Schwankungen beim Flussuferläufer – scheint für eine (mittel- bis langfristig) größere Toleranz des Regenpfeifers für die Veränderung seines Lebensraumes zu sprechen. „Alles in allem ist der Trend des Flussregenpfeifers als positiv zu bewerten und die Maßnahmen, die getroffen wurden, haben das Ziel einer stabilen Population erfüllt und sogar übertroffen. Um die weitere Entwicklung dieser Vogelart [...] ist, wie beim [Flussuferläufer] auch, ein weiteres konstantes Monitoring sinnvoll, da sonst negative Veränderungen womöglich zu spät erkannt werden“ (Sodja, 2022). Dies kann insbesondere den Tourismus ins Zentrum der Aufmerksamkeit rücken, da zunehmende Störungen und steigende Besucherzahlen auch am Tiroler Lech diese Wildflusslandschaft massiv unter Druck setzen. Nach Chiari (2010) besteht eine besondere Gefährdung gerade für Kiesbankbrüter. Wie intensiv eine Störung von den Vögeln wahrgenommen wird, hängt laut Chiari von den Faktoren Besucherfrequenz, Zeitpunkt und Lautstärke der Störung (Tageszeit und Saison), Bewegungsmuster der Störenden und deren Aufenthaltsdauer ab.

3.4.4 Der Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)

Teilstrecken	FUL				
	1977	1993	1994	2012 (*BE)	2022 (MS)
Steeg-Bach	n.k.	0	n.k.	0	0-1
Bach-Häselgehr	n.k.	3	3	3	4-8
Häselgehr-Vorderhornbach	2	3-4	5	3-4	6-8
Vorderhornbach-Forchach	2-3	11-14	5	2	6-11
Forchach-Höfen	4-6	9-10	9	5-6	5-9
Höfen-Reutte	1	3-5	4	0	0-1
Reutte-Oberpinswang	0	1-2	1	0	1-2
Oberpinswang-Grenze	3-4	8-10	11	0-5	7-8
Gesamt	12-16	36-48	38	13-20	29-48

Tab. 18: Erhebungen der jeweiligen Revieranzahl des Flussuferläufers (1977: Landmann, 1993/94: Landmann & Böhm, 2012: Eberhard, 2022: Sodja; Quelle: Sodja, 2022)

Auch beim Flussuferläufer geht aus Tab. 18 – nach einem Einbruch der Revierzahlen laut Monitoringzahlen von 2012 – eine allgemeine Erholung der Bestände im Anschluss an beide LIFE-Maßnahmen hervor. Nach der zweiten Projektphase (2016-2022) konnte die Zahl der Brutreviere nach Sodja wieder den Stand von 1993 erreichen. Die Zahlen der aktuellsten Erhebungen an den einzelnen Flussabschnitten finden sich in Tabelle 19b im Anhang.

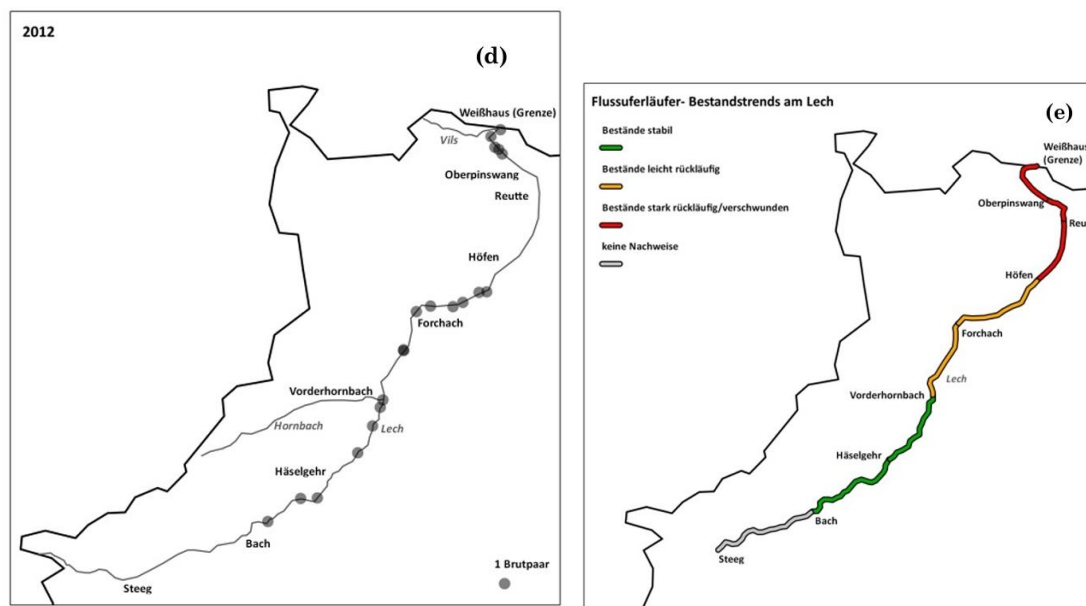


Abb. 48: (d) Bestandaufnahme der Brutpaare des Flussuferläufers am Tiroler Lech im Jahr 2012; (e) Bestandstrends des Flussuferläufers am Tiroler Lech gemäß der Analyse aus dem Jahr 2012 (Eberhard, 2013)

Obwohl über 65% der Brutreviere im Jahr 2006 an (stark) beeinträchtigten oder naturfernen Flussabschnitten lagen, spricht Landmann für dieses Jahr von 30-36 Brutpaaren am Tiroler Lech, jedoch von geringeren Brutdichten als in den Vorjahren – möglicherweise aufgrund der noch anhaltenden Störungen durch die Renaturierungsmaßnahmen im Zuge der LIFE-Projekte (Landmann, 2007).

Die Erhebungen aus dem Jahr 2012 zeigen einen deutlichen Rückgang des Flussumläufers am Tiroler Lech, insbesondere zwischen Höfen und der deutschen Grenze (Abb. 48). Ehemals sichere Brutgebiete, die bereits von Landmann & Böhm (1993) und Frühauf & Dvorak (1996) beschrieben wurden, waren 2012 teilweise gar nicht mehr besiedelt. Es gelangen nur noch einzelne Sichtungen, die bei späteren Begehungen nicht bestätigt werden konnten.

Als Hauptursache gelten wasserbauliche Eingriffe in den Lech. Bereits Frühauf & Dvorak (1996) warnten davor, dass Regulierungen und Verbauungen den Lebensraum des Flussumläufers verschlechtern würden. Durch die Abtrennung von Nebengerinnen und die Konzentration des Wassers auf ein Hauptgerinne kam es zu einer stärkeren Eintiefung des Flussbetts, höherer Fließgeschwindigkeit und weniger Geschiebeablagerungen. Dadurch werden Uferbereiche seltener überflutet, die Vegetation wächst dichter und offene Kies- und Schotterflächen verschwinden – genau jene Strukturen, die der Flussumläufer als Brutlebensraum benötigt. Ein konkretes Beispiel ist der Bau einer Geschiebefalle bei Höfen im Jahr 2012. Diese Maßnahme diente dem Hochwasserschutz, veränderte jedoch den natürlichen Flusslauf erheblich. Außerdem prägen mehrere Laufkraftwerke (Reutte I und II, Kniepass und Weißhaus) den betroffenen Abschnitt. Besonders zwischen Höfen und Reutte wurde der Lech stark kanalisiert; naturnahe Ufer fehlen dort nahezu vollständig. Viele Schotterbänke sind zudem entweder völlig vegetationslos oder zu stark bewachsen und erfüllen daher die Habitatansprüche der Art nicht mehr. Eberhard (2013) betont, dass breite, naturnahe Flussabschnitte mit flachen Kies- und Sandbänken sowie lockerer Vegetation entscheidend für den Erhalt des Flussumläufers sind. Sie empfiehlt daher regelmäßige Bestandserhebungen und Renaturierungsmaßnahmen, um die Ursachen des Rückgangs langfristig besser bewerten zu können.

In seinem Endbericht zum Monitoring von 2022 stellt Sodja fest: „Grundsätzlich lässt sich sagen, dass durch die Maßnahmen, die in beiden Life Lech Projekten umgesetzt wurden, eine deutliche Verbesserung der Situation der Flussumläufer geschaffen wurde. Die Ziele, die in dem Monitoringkonzept definiert wurden, sind für den [Flussumläufer] somit erfüllt worden. Die Bestände sind nicht nur stabil geblieben, sondern deutlich gestiegen im Vergleich zu der Begehung 2012“ (Sodja, 2022).

4 Diskussion

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen für den Tiroler Lech deutliche Veränderungen zentraler hydrologischer und thermischer Parameter über die untersuchten Zeiträume. Für die Luft- und Wassertemperaturdaten (1996–2025) konnte ein überwiegend schwach bis stark signifikanter Anstieg festgestellt werden (siehe Hypothese 1, Kapitel 2.4), während die Abflussdaten (1951–2022) eine signifikante Verschiebung des saisonalen Abflussregimes erkennen lassen. Diese Entwicklungen weisen konsistent auf einen zunehmenden Einfluss klimatischer Veränderungen hin und stehen im Einklang mit großräumigen Beobachtungen, wie sie vom Intergovernmental Panel on Climate Change beschrieben werden (IPCC, 2023). Besonders auffällig ist der Oktober, der für die Minimaltemperaturen den stärksten positiven Trend und gleichzeitig für die tägliche Temperaturspanne (DTR) einen ausgeprägten negativen Trend aufweist. Dies deutet darauf hin, dass die nächtlichen Temperaturen stärker angestiegen sind als die Tageshöchsttemperaturen. Mögliche Ursachen sind eine Zunahme milder Herbstnächte, Veränderungen der Bewölkungsverhältnisse oder regionale klimatische Besonderheiten des alpinen Raumes.

Der Anstieg der Wassertemperatur ist insbesondere vor dem Hintergrund steigender Lufttemperaturen sowie veränderter Abflussbedingungen zu interpretieren. Niedrigere sommerliche Abflüsse führen zu geringeren Wassertiefen und reduzierten Fließgeschwindigkeiten, wodurch sich das Wasser schneller erwärmen kann. Vergleichbare Entwicklungen wurden für alpine Flüsse bereits mehrfach dokumentiert (Hari et al., 2006, Isaak & Rieman, 2013, Niedrist, 2023). Die überwiegend signifikanten Trends sprechen für eine konsistente Erwärmungstendenz im Untersuchungsgebiet. Dennoch sollte berücksichtigt werden, dass die analysierten Zeitreihen mit etwa 30 Jahren vergleichsweise kurz sind und kurzfristige klimatische Schwankungen die Trendstärke beeinflussen können. Darüber hinaus können stationsspezifische Faktoren wie Änderungen der Beschattung oder lokale hydromorphologische Veränderungen die Temperaturentwicklung mit beeinflusst haben. Für sämtliche biologische und chemische Prozesse in Gewässern ist die Wassertemperatur ein entscheidender Faktor, der insbesondere für viele kaltstenotherme Arten einen relativ engen Toleranzbereich für deren Stoffwechselprozesse und Verbreitung innerhalb des Gewässers definiert. Temperaturextreme können dabei physiologische Prozesse sowie letztlich die Überlebenschancen dieser Arten stark beeinträchtigen.

Die Analyse des Abflussregimes zeigt eine klare Verschiebung der saisonalen Dynamik und verifiziert somit Hypothese 2. Während im Winter- und Frühjahrsabfluss steigende Trends zu beobachten sind, nehmen die Abflüsse in den Sommermonaten z.T. signifikant ab. Die beobachteten Veränderungen sind konsistent mit den in der Literatur beschriebenen Auswirkungen einer früher einsetzenden Schneeschmelze und veränderter Niederschlagsmuster (Beniston, 2012; IPCC, 2023). Da jedoch keine direkten Daten zu Schneebedeckung oder Schmelzprozessen analysiert wurden, bleibt die Zuordnung der Ursachen indirekt und sollte vorsichtig interpretiert werden. Die langfristige Zeitreihe seit 1951 verdeutlicht dabei, dass es sich um strukturelle Veränderungen im hydrologischen Regime handelt. Insbesondere die Zunahme von Niedrigwasserperioden im Sommer stellt eine zentrale Herausforderung für die Funktionsfähigkeit des Flusssystems dar.

Die Ergebnisse zum Sedimenttransport weisen auf eine veränderte Dynamik hin, die eng mit den beobachteten Abflussänderungen verknüpft ist (Hypothese 3). Trotz eingeschränkter Datenlage deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die Sedimentmobilisierung zunehmend an einzelne Hochwasserereignisse gebunden ist, während die kontinuierliche Umlagerung in Niedrigwasserphasen abnimmt. Dieses Muster wurde auch in anderen alpinen Einzugsgebieten

beschrieben und steht im Zusammenhang mit einer veränderten Abflussvariabilität (Huss et al., 2017; Wohl et al., 2015). Eine reduzierte morphologische Dynamik kann langfristig zu einer Stabilisierung der Flusssohle führen und die charakteristischen Umlagerungsprozesse eines Wildflusses einschränken. Die Aussagekraft dieser Interpretation wird jedoch durch die vergleichsweise kurze Beobachtungsdauer der Sedimentdaten eingeschränkt. Zudem stellen Sedimenttransporte typischerweise stark ereignisgesteuerte Prozesse dar, sodass einzelne Extremereignisse einen überproportionalen Einfluss auf die berechneten Trends ausüben können.

Die beobachteten Veränderungen stehen im Einklang mit aktuellen Untersuchungen zur Entwicklung alpiner Fließgewässer. So konnten Michel et al. (2020) anhand einer 50-jährigen Datengrundlage für die Schweiz zeigen, dass die Wassertemperaturen in Flüssen und Bächen sowohl im Jahresmittel als auch saisonal signifikant angestiegen sind. Gleichzeitig wurden Veränderungen der Abflussregime festgestellt, die eng mit klimatischen Veränderungen und dem Rückgang von Schnee- und Gletscherbedeckung verknüpft sind. Diese Entwicklungen können die Habitatbedingungen kälteliebender Arten nachhaltig beeinflussen und unterstreichen die Bedeutung naturnaher Flusslandschaften als potenzielle Refugialräume.

Die ökologische Interpretation dieser Ergebnisse zeigt differenzierte Auswirkungen auf die untersuchten Biota. Der Steinkrebs ist stark an kühle, sauerstoffreiche Gewässer gebunden und reagiert empfindlich auf Temperaturanstiege (Füreder, 2016). Eine fortschreitende Erwärmung kann daher zu einer Einschränkung geeigneter Lebensräume führen. Auch die Koppe gilt als kälteliebende Art, deren Verbreitung eng an stabile, strukturreiche und gut durchströmte Habitate gebunden ist (Kottelat & Freyhof, 2007). Veränderungen im Sedimentregime können insbesondere die Verfügbarkeit geeigneter Laichsubstrate beeinflussen. Aufgrund der bekannten Habitatansprüche der Arten erscheint eine Beeinträchtigung durch steigende Wassertemperaturen also plausibel. Die vorliegende Arbeit erlaubt jedoch keinen direkten Nachweis eines Zusammenhangs zwischen Temperaturentwicklung und Populationsdynamik, da keine populationsökologischen Zeitreihen ausgewertet wurden.

Für die terrestrisch geprägten Arten wie den Flussregenpfeifer und den Flussuferläufer ergeben sich die Auswirkungen primär aus Veränderungen der morphologischen Dynamik. Beide Arten sind auf offene, vegetationsarme Schotterflächen angewiesen, die durch regelmäßige Umlagerungsprozesse entstehen (Arlettaz et al., 2011). Eine Abnahme dieser Dynamik kann zu einer Verbuschung der Flächen und damit zu einem Verlust geeigneter Brutlebensräume führen. Gleichzeitig können veränderte Hochwasserregime sowohl zur Neubildung als auch zur Zerstörung von Brutplätzen beitragen.

Die Ergebnisse verdeutlichen die enge Kopplung zwischen Wassertemperatur, Abflussregime und Sedimenttransport. Insbesondere die Kombination aus steigenden Temperaturen und reduzierten Sommerabflüssen wirkt sich verstärkend auf die physikalischen und ökologischen Prozesse aus. Diese Wechselwirkungen unterstreichen die Notwendigkeit, alpine Flusssysteme als integrierte Systeme zu betrachten, in denen hydrologische und geomorphologische Veränderungen unmittelbare ökologische Konsequenzen haben (Wohl et al., 2015). Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse stellt sich die Frage, ob Renaturierungsmaßnahmen gegen den schnell fortschreitenden Klimawandel etwas entgegensetzen können. Hat also eine Renaturierungsmaßnahme überhaupt einen langfristigen Effekt, solange die Wassertemperaturen und das Abflussverhalten sich weiterhin negativ für die Biota entwickeln?

Bei der Interpretation der dargestellten Ergebnisse sind jedoch Limitationen zu berücksichtigen. Während für Temperatur und Abfluss lange Zeitreihen vorliegen, ist die Datenverfügbar-

keit für den Sedimenttransport begrenzt. Dies erschwert eine quantitative Bewertung langfristiger, vergleichbarer Trends und erfordert die Nutzung indirekter Indikatoren. Zudem können lokale Einflussfaktoren, wie wasserbauliche Maßnahmen, die beobachteten Entwicklungen überlagern. Auch methodische Unsicherheiten, insbesondere im Zusammenhang mit der Trendanalyse, sind zu beachten. Die zeitliche Übereinstimmung zwischen Renaturierungsmaßnahmen und der positiven Bestandsentwicklung spricht einerseits für einen möglichen Zusammenhang. Allerdings können auf Grundlage der vorliegenden Daten andere Einflussgrößen wie natürliche Populationsschwankungen, unterschiedliche Monitoringintensitäten oder regionale Veränderungen der Habitatqualität nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass sich der Tiroler Lech in einem deutlichen Wandel befindet, der sowohl klimatisch als auch hydromorphologisch geprägt ist. Die beobachteten Veränderungen haben direkte Auswirkungen auf die Habitatbedingungen und damit auf die untersuchten Arten. Vor diesem Hintergrund erscheint es notwendig, die natürliche Dynamik des Flusssystems gezielt zu erhalten und zu fördern. Zukünftige Forschung sollte insbesondere die Verknüpfung von hochauflösenden Sedimentdaten mit biologischen Indikatoren weiter vertiefen, um die identifizierten Zusammenhänge quantitativ zu untermauern und eine fundierte Grundlage für das Management alpiner Flusssysteme zu schaffen.

Für effektive Management-Strategien ist zudem Verständnis und Wissen über die bevorzugten Habitatmerkmale unerlässlich. Sollte etwa erwägt werden, den Steinkrebs am Tiroler Lech langfristig anzusiedeln, müssen die unter 2.3.1 genannten Habitat-Ansprüche zwingend beachtet werden sowie die Möglichkeit, dass die Tiere nach dem Besatz mit „fright response“ reagieren können (Pöckl & Streissl, 2005). Sollten flussbauliche Maßnahmen unumgänglich sein, empfehlen Füreder & Machino (1999), nicht den gesamten Flussabschnitt, in welchem *A. torrentium* vorkommt, umzugestalten und ebenso wenig beide Uferseiten gleichzeitig. Die Uferbereiche sollten möglichst nicht verändert werden. Habitatzerstörung, insbesondere durch Wasserkraftwerke und Flussbaumaßnahmen, sowie die Krebspest sind die größten Faktoren für den Rückgang des Steinkrebsses (Sint et al., 2006, und Füreder & Machino, 1999). Für eine erfolgreiche Wiederansiedlung müssen also entsprechende Maßnahmen ergriffen werden, um ein attraktives Habitat anzubieten, d.h. das Vorhandensein von Durchgängigkeit, Bereiche mit unterschiedlichen Wasserständen (Mäander, Schnellen und Stillbereiche), heterogenem Substrat, Vegetation im Gewässer und überhängend am Uferbereich.

Für den Erhalt von Koppen-Populationen ist der Erhalt des Fließgewässer-Kontinuums besonders wichtig (Fischer & Kummer, 2000). Eine weitere Studie ergab, dass das Bereitstellen von Keramikziegeln als künstliche Möglichkeit für die Eiablage im Gewässer besonders gut von Koppen angenommen wurde. Insbesondere in befestigten Flussbereichen wurden diese Hilfen häufiger angenommen als an anderen Stellen im Fließgewässer (an 30% der dort eingebrachten Ziegel konnten Gelege gefunden werden), was für eine kostengünstige und unaufwändige Möglichkeit spricht, negativ verändertes Laichhabitat für Koppenpopulationen aufzuwerten (Knaepkens et al., 2004).

Für die Kiesbankbrüter geben Landmann & Böhm in ihrer Studie von 2007 die Bestände für das Tiroler Lechtal für den Flussuferläufer mit 30-35 Brutpaaren (entspricht etwa 15% des österreichischen Bestandes) und für den Flussregenpfeifer mit etwa 20 Brutpaaren (entspricht etwa 10% des österreichischen Bestandes) an. Dies verdeutlicht die besondere Stellung des Tiroler Lech als bedeutendes Habitat für Kiesbankbrüter und andere bedrohte Vogelarten. In seiner Studie bemerkt Landmann jedoch auch, dass noch keine finalen Aussagen über die Effektivität und Tendenz der Renaturierungsmaßnahmen für die Gruppe der Kiesbankbrüter getroffen werden können. Dafür liegen die Erhebungen noch zeitlich zu nahe an den getroffenen Maßnahmen (Landmann, 2007). Zudem ist bekannt, dass die beiden größten negativen

Einflussfaktoren auf die Bestände der Kiesbankbrüter zum einen Habitatzerstörung durch starke Wasserstandsschwankungen und Hochwasser und zum anderen Störungen von der Landseite durch Erholungssuchende sind (Schuck et al., 2020). Starke Wasserstandsschwankungen werden insbesondere durch die starke Verbauung von Flüssen verursacht, die auch im Verlauf des Tiroler Lech zu finden sind (z.B. durch die Kraftwerke Kniepass und Weißhaus). Der dort übliche Schwall-Sunk macht das Brüten für Flussregenpfeifer und Flusssuferläufer in unmittelbarer Ufernähe zu solchen Staustufen teilweise unmöglich. An verengten Stellen im Flussverlauf können auch nur geringe Zunahmen des Durchflusses den Pegel stark ansteigen lassen. Während Flussregenpfeifer Gelegeverluste offenbar durch Ersatzgelege ausgleichen, trifft dies auf Flusssuferläufer nicht zu, wohl auch aufgrund ihrer generell kürzeren Brutperiode. Die mehrfach dokumentierten Störungen durch Menschen in direkter Ufernähe machen lenkende Maßnahmen unerlässlich. Hier sind vor allem auch Störungen durch freilaufende Hunde zu erwähnen, welche entweder verhindern, dass geeignete Brutgebiete überhaupt besetzt werden, oder brütende Vögel aufgescheucht und Gelege dadurch aufgegeben werden. Gleichzeitig wurde aber festgestellt, dass sich der Bruterfolg durch geeignete Maßnahmen stark positiv beeinflussen lässt. Hier ist es unerlässlich, frühe und gut geplante sensibilisierende Maßnahmen zu ergreifen, da die Habitatverbesserung allein nicht ausreichen dürfte. Das alleinige Aufstellen von Informationstafeln beispielsweise zeigt nicht den nötigen Erfolg, sodass der Schutz der Brutgebiete nur durch die Präsenz von Rangern oder das Absperren sensibler Bereiche gewährleistet werden kann. Am Greifensee im Kanton Zürich konnten die Verstöße durch die Präsenz von Rangern seit deren Einsatz um mehr als 50% reduziert werden. Zusätzlich machen Medienberichterstattung, Führungen durch geschultes Personal sowie die Einbindung der diversen Nutzervereine des Gewässers den entscheidenden Unterschied für die Sensibilisierung der Bevölkerung und letztlich den erfolgreichen Schutz dieser empfindlichen Habitate (Schuck et al., 2020).

Vor dem Hintergrund fortschreitender klimatischer Veränderungen, wie sie auch vom Intergovernmental Panel on Climate Change prognostiziert werden, ist zukünftig mit einer weiteren Verstärkung der beobachteten Trends zu rechnen. Für das Flussmanagement ergibt sich daraus die Notwendigkeit, die natürliche Dynamik des Systems gezielt zu erhalten oder wiederherzustellen, um die Resilienz gegenüber weiteren Veränderungen zu stärken. Zukünftige Forschung sollte also insbesondere die Datengrundlage im Bereich des Sedimenttransports verbessern und die Verknüpfung von hydrologischen und ökologischen Daten weiter vertiefen. Zudem erscheint es sinnvoll, die Reaktionen sensibler Arten langfristig zu beobachten, um Veränderungen frühzeitig zu erkennen und geeignete Schutzmaßnahmen abzuleiten.

Die Ergebnisse dieser Arbeit sollten insgesamt vor dem Hintergrund mehrerer Einschränkungen interpretiert werden. Erstens unterscheiden sich die verfügbaren Zeiträume der untersuchten Datensätze deutlich voneinander, wodurch direkte Vergleiche nur eingeschränkt möglich sind. Zweitens standen für den Sedimenttransport lediglich relativ kurze Zeitreihen zur Verfügung. Drittens basiert die ökologische Bewertung überwiegend auf Literaturdaten und Monitoringberichten, sodass direkte statistische Verknüpfungen zwischen abiotischen Veränderungen und biologischen Reaktionen nicht durchgeführt werden konnten. Die Ergebnisse erlauben daher primär die Identifikation plausibler Zusammenhänge, jedoch keinen Nachweis kausaler Wirkungsbeziehungen.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Geografische Lage des Tiroler Lech.....	3
Abbildung 2: Verlauf des Tiroler Lech innerhalb des Naturparks.....	3
Abbildung 3: Klimadiagramm Reutte (Tirol).....	6
Abbildung 4: Übersichtskarte Naturpark Tiroler Lech.....	7
Abbildung 5: Übersicht der Messstellen am Tiroler Lech	12
Abbildung 6: Entwicklung der Lufttemperatur (mit Regressionsgeraden) der Messstellen Elmen, Reutte und Wängle zwischen 1998 und 2022.....	16
Abbildung 7: Jährliche mittlere Wassertemperatur (mit Regressionsgeraden) der drei Messstationen für die Oberflächentemperaturwerte.....	17
Abbildung 8: Boxplot des Kruskal-Wallis-Tests zum Vergleich der mittleren jährlichen Wassertemperatur der drei Messstationen Lechaschau, Steeg und Vils	18
Abbildung 9: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1996-2025, Pegel Steeg	20
Abbildung 10: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1996-2025, Pegel Steeg	20
Abbildung 11: Heatmap ($T_{\min}$, $T_{\max}$ und DTR), Pegel Steeg	21
Abbildung 12: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1997-2025, Pegel Vils... ..	24
Abbildung 13: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 1997-2025, Pegel Vils.... ..	24
Abbildung 14: Heatmap ($T_{\min}$, $T_{\max}$ und DTR), Pegel Vils... ..	25
Abbildung 15: Saisonale $T_{\max}$ - und $T_{\min}$ -Trends der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 2011-2025, Pegel Lechaschau	28
Abbildung 16: Monatliche Temperaturtrends und DTR-Trend der Oberflächentemperaturen des Tiroler Lech von 2011-2025, Pegel Lechaschau	28
Abbildung 17: Heatmap ($T_{\min}$, $T_{\max}$ und DTR), Pegel Lechaschau	29
Abbildung 18: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Steeg.....	32
Abbildung 19: Hydrologisches Regime am Pegel Steeg mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} und mittlerem Abfluss.....	32
Abbildung 20: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Steeg).....	32
Abbildung 21: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Steeg).....	32
Abbildung 22: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Vorderhornbach.....	34

Abbildung 23: Hydrologisches Regime am Pegel Vorderhornbach mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} und mittlerem Abfluss.....	34
Abbildung 24: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Vorderhornbach).....	34
Abbildung 25: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Vorderhornbach).....	34
Abbildung 26: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Stanzach.....	37
Abbildung 27: Hydrologisches Regime am Pegel Stanzach mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} und mittlerem Abfluss.....	37
Abbildung 28: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Stanzach).....	37
Abbildung 29: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Stanzach).....	37
Abbildung 30: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Lechaschau.....	39
Abbildung 31: Hydrologisches Regime am Pegel Lechaschau mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} und mittlerem Abfluss.....	39
Abbildung 32: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Lechaschau).....	39
Abbildung 33: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Lechaschau).....	39
Abbildung 34: Boxplot der monatlichen Abflussmengen (Median, Varianz und Extremwerte) am Pegel Vils.....	42
Abbildung 35: Hydrologisches Regime am Pegel Vils mit Hoch- und Niedrigwasserbereichen Q_5 und Q_{95} und mittlerem Abfluss.....	42
Abbildung 36: Seasonal Trend Matrix der monatlichen Abflüsse (Pegel Vils).....	42
Abbildung 37: Hydrologischer Regime Shift (Pegel Vils).....	42
Abbildung 38: Zeitreihe (log-Skala) der Sedimentfracht (t/d) am Pegel Lechaschau	45
Abbildung 39: Zeitreihe der Sedimentfracht am Pegel Lechaschau einschließlich der Tage mit der höchsten Sedimentfracht.....	45
Abbildung 40: Die 20 Tage mit der höchsten Sedimentfracht, absteigend angeordnet nach Sedimentmenge in Tonnen pro Tag	45
Abbildung 41: Contribution Plot der 20 größten Sedimentereignisse (blaue Punkte) am Pegel Lechaschau	45
Abbildung 42: Lorenzkurve im Vergleich zur Gleichverteilung von kumulativer Sedimentfracht und kumulativem Anteil der Tage	46
Abbildung 43: logarithmische Sediment Rating Curve zum Zusammenhang von Abfluss und Sedimentfracht sowie Regressionsgerade (Pegel Lechaschau).....	46

Abbildung 44: Boxplot zur Sedimentfracht nach Monaten	46
Abbildung 45: Return Level Plot der Sedimentextreme, Pegel Lechaschau.....	46
Abbildung 46: Individuenzahlen der Koppe und ihrer Fraßfeinde vor der Umsetzung der LIFE-Maßnahmen (Herbst 2017) und danach (Herbst 2020).....	48
Abbildung 47: Brutreviere der Flussregenpfeifer, Stand 2012.....	50
Abbildung 48: (d) Bestandaufnahme der Brutpaare des Flusssuferläufers am Tiroler Lech im Jahr 2012; (e) Bestandstrends des Flusssuferläufers am Tiroler Lech gemäß der Analyse aus dem Jahr.....	51
Abbildung 49: Saisonale Lufttemperaturtrends (Vergleich der drei Stationen).....	Anhang
Abbildung 50: ACF der Residuen Steeg.....	Anhang
Abbildung 51: ACF der Residuen Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 52: ACF der Residuen Vils.....	Anhang
Abbildung 53: Jahresmitteltemperatur Steeg.....	Anhang
Abbildung 54: Anomalien der Jahresmitteltemperaturen Steeg.....	Anhang
Abbildung 55: Jahresmitteltemperatur Vils.....	Anhang
Abbildung 56: Anomalien der Jahresmitteltemperaturen Vils.....	Anhang
Abbildung 57: Jahresmitteltemperatur Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 58: Anomalien der Jahresmitteltemperaturen Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 59: Monatliche Trends der Maximaltemperaturen Steeg.....	Anhang
Abbildung 60: Monatliche Trends der Minimaltemperaturen Steeg.....	Anhang
Abbildung 61: Monatliche Trends der Maximaltemperaturen Vils.....	Anhang
Abbildung 62: Monatliche Trends der Minimaltemperaturen Vils.....	Anhang
Abbildung 63: Monatliche Trends der Maximaltemperaturen Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 64: Monatliche Trends der Minimaltemperaturen Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 65: ACF der Residuen Steeg - erste 30 Lags.....	Anhang
Abbildung 66: Flow Duration Curve Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 67: Flow Duration Curve Stanzach.....	Anhang
Abbildung 68: Flow Duration Curve Steeg.....	Anhang
Abbildung 69: Flow Duration Curve Vils.....	Anhang
Abbildung 70: Flow Duration Curve Vorderhornbach.....	Anhang
Abbildung 71: Saisonale Abflusstrends Steeg.....	Anhang
Abbildung 72: Saisonale Abflusstrends Vorderhornbach.....	Anhang
Abbildung 73: Saisonale Abflusstrends Stanzach.....	Anhang
Abbildung 74: Saisonale Abflusstrends Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 75: Saisonale Abflusstrends Vils.....	Anhang
Abbildung 76: Jahreszeitliche Trends: Abfluss Steeg.....	Anhang
Abbildung 77: Jahreszeitliche Trends: Abfluss Vorderhornbach.....	Anhang
Abbildung 78: Jahreszeitliche Trends: Abfluss Stanzach.....	Anhang
Abbildung 79: Jahreszeitliche Trends: Abfluss Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 80: Jahreszeitliche Trends: Abfluss Vils.....	Anhang
Abbildung 81: Langzeittrend der Monatsabflüsse Steeg.....	Anhang
Abbildung 82: Langzeittrend der Monatsabflüsse Vorderhornbach.....	Anhang
Abbildung 83: Langzeittrend der Monatsabflüsse Stanzach.....	Anhang

Abbildung 84: Langzeittrend der Monatsabflüsse Lechaschau.....	Anhang
Abbildung 85: Langzeittrend der Monatsabflüsse Vils.....	Anhang
Abbildung 86: Sediment Duration Curve Lechaschau.....	Anhang

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Rangliste der prioritären Arten für Schutzmaßnahmen im Naturpark Tiroler Lech.....	Anhang
Tabelle 2: Übersicht über die Messstellen am Tiroler Lech.....	Anhang
Tabelle 3: Jahresmittelwerte der Lufttemperaturen.....	Anhang
Tabelle 4: Saisonmittelwerte der Lufttemperaturen.....	Anhang
Tabelle 5: Statistische Werte der Lufttemperaturen.....	Anhang
Tabelle 6: Monatliche Tmax- und Tmin-Trends (OFG) aller Stationen.....	Anhang
Tabelle 7: Jahresmittel, Anomalien, DTR (OFG) aller Stationen.....	Anhang
Tabelle 8: Statistische Analysen der OFG-Temperatur-Jahresanomalien (alle Stationen)	Anhang
Tabelle 9: Statistische Analysen der saisonalen Abflusstrends aller Stationen.....	Anhang
Tabelle 10: Statistische Analysen der monatlichen Abflusstrends aller Stationen.....	Anhang
Tabelle 11: Regime-Shift-Daten Steeg.....	Anhang
Tabelle 12: Regime-Shift-Daten Vorderhornbach.....	Anhang
Tabelle 13: Regime-Shift-Daten Stanzach.....	Anhang
Tabelle 14: Regime-Shift-Daten Lechaschau.....	Anhang
Tabelle 15: Regime-Shift-Daten Vils.....	Anhang
Tabelle 16: Sediment Jahresfracht.....	Anhang
Tabelle 17: Erhebungen der jeweiligen Revieranzahl des Flussregenpfeifers.....	49
Tabelle 18: Erhebungen der jeweiligen Revieranzahl des Flusssuferläufers.....	51
Tabelle 19: Anzahl der Brutreviere des Flussregenpfeifers (a) und des Flusssuferläufers (b) in den jeweiligen Teilbereichen.....	Anhang

Anhänge

Der vollständige digitale Anhang ist über Zenodo abrufbar:

<https://doi.org/10.5281/zenodo.20686786>

Literaturverzeichnis

- Adler**, C., P. Wester, I. Bhatt, C. Huggel, G.E. Insarov, M.D. Morecroft, V. Muccione, and A. Prakash, 2022: Cross-Chapter Paper 5: Mountains. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 2273–2318, doi:10.1017/9781009325844.022.
- Adler**, S., Chimani, B., Drechsel, S., Haslinger, K., Hiebl, J., Meyer, V., Resch, G., Rudolph, J., Vergeiner, J., Zingerle, C., Marigo, G., Fischer, A., & Seiser, B. (2015). *Das Klima von Tirol – Südtirol – Belluno: Vergangenheit – Gegenwart – Zukunft*. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Autonome Provinz Bozen – Abteilung Brand- und Zivilschutz, & Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto (ARPAV). https://www.alpenklima.eu/images/Das_Klima_von_Tirol-Suedtirol-Belluno.pdf
- Arlettaz**, R., Lugon, A., Sierro, A., Werner, P., Kéry, M., & Oggier, P.-A. (2011). *River bed restoration boosts habitat mosaics and the demography of two rare non-aquatic vertebrates*. *Biological Conservation*, 144(8), 2126–2132. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.003>
- Baubezirksamt Reutte** (o.J.). Amt der Tiroler Landesregierung. <https://www.tirol.gv.at/verkehr/baubezirksaemter/bba-reutte>, zuletzt abgerufen am 06.06.2026
- Bauer**, H., Bezzel, E. & Fiedler, H. (2012): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. Einbändige Sonderausgabe der 2., vollständig überarbeiteten Auflage 2005. Aula- Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Beniston**, M. (2012). *Impacts of climatic change on water and associated economic activities in the Swiss Alps*. *Journal of Hydrology*, 412–413, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.046>
- BirdLife** Österreich. (o. J.). *BirdLife Österreich: Wir geben unseren Vögeln eine Stimme*. <https://www.birdlife.at/>, zuletzt abgerufen am 14.02.2026
- Bundesministerium** für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft. (o. J.). *eHYD – Der Zugang zu hydrographischen Daten Österreichs*. <https://ehyd.gv.at/>, zuletzt abgerufen am 07.06.2026
- Bundesministerium** Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BLMUK) (2024). *Wildflusslandschaft Tiroler Lech*. https://www.bmluk.gv.at/themen/wasser/wasser-eu-international/eu-foerderprogramme/life-natur/life-projekte_abgeschl/lech.html, zuletzt abgerufen am 30.05.2026
- Bundesministerium** Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BLMUK) (2017). *Klimawandel in der Wasserwirtschaft*. Follow-up zur ZAMG/TU-Wien Studie (2011). *Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft im Auftrag von Bund und Ländern*. https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:e137df9c-4431-458b-a84e-e97c31385648/Klimawandel_2017_final29112017fv4.pdf, zuletzt abgerufen am 04.04.2026
- Caretta**, M.A., A. Mukherji, M. Arfanuzzaman, R.A. Betts, A. Gelfan, Y. Hirabayashi, T.K. Lissner, J. Liu, E. Lopez Gunn, R. Morgan, S. Mwanga, and S. Supratid (2022): *Water*. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working

- Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 551–712, doi:10.1017/9781009325844.006.
- Chiari, S.** (2010): *Raumbedarf für multifunktionale Flusslandschaften - Potentielle Synergien zwischen ökologischen Erfordernissen und den Bedürfnissen der Freizeit- und Erholungsnutzung*. In: *Doktoratskolleg Nachhaltige Entwicklung (dokNE)*, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Universität für Bodenkultur, Wien, pp. 216.
- Dobler, C., Bürger, G., & Stötter, J.** (2012). *Assessment of climate change impacts on flood hazard potential in the Alpine Lech watershed*. Journal of Hydrology, 460, 29-39.
- Eder, E., & Hödl, W.** (1998). *Flusskrebse Österreichs*. Stapfia 58, zugl. Kataloge des OÖ.Landesmuseums, N.F.137 284 pp. ISBN 3-85474-032-8
- Eberhard, B.** (2013). *Der Flussuferläufer (Actitis hypoleucos) in Tirol: Bestand, Habitat, räumliche Verteilung und Schutz*. [Unveröffentlichte Masterarbeit]. Fakultät für Biologie der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- Fischer, S. & Kummer, H.** (2000): *Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (Cottus gobio L.) in an alpine stream*. In: *Hydrobiologia* 422 (0), S. 305–317. <https://doi.org/10.1023/A:1017083714513>.
- Frühauf, J., & Dvorak, M.** (1996). *Der Flußuferläufer (Actitishypoleucos) in Österreich, Brutbestand 1994/95, Habitat und Gefährdung: mit einem Vergleich zur Habitatnutzung des Flußregenpfeifers (Charadrius dubius)*. BirdLife Österreich.
- Füreder, L., & Machino, Y.** (1996). *Das letzte natürliche Vorkommen des Steinkrebsses Austroptamobius torrentium (SCHRANK, 1803) in Tirol*. Berichte des Naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck, 83, 211-220.
- Füreder, L., & Machino, Y.** (1999). *Past and present crayfish situations in Tyrol (Austria and Northern Italy)*. In M. Keller, M. M. Keller, B. Oidtmann, R. Hoffmann, & G. Vogt (Eds.), *Freshwater Crayfish* (Vol. 12, pp. 751–764). Weltbild Verlag.
- Füreder, L.** (2016). *Crayfish in Europe: Biogeography, ecology and conservation*. In T. Kawai, Z. Faulkes, & G. Scholtz (Eds.), *Freshwater crayfish: A global overview* (pp. 594–627). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18723-26>
- Hari, R. E., Livingstone, D. M., Siber, R., Burkhardt-Holm, P., & Güttinger, H.** (2006). *Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams*. Global Change Biology, 12(1), 10–26. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01051.x>
- Hock, R., G. Rasul, C. Adler, B. Cáceres, S. Gruber, Y. Hirabayashi, M. Jackson, A. Kääb, S. Kang, S. Kutuzov, Al. Milner, U. Molau, S. Morin, B. Orlove, and H. Steltzer** (2019): *High Mountain Areas*. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 131–202. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.004>.
- Huss, M., Bookhagen, B., Huggel, C., Jacobsen, D., Bradley, R. S., Clague, J. J., Vuille, M., Buytaert, W., Cayan, D. R., Greenwood, G., Mark, B. G., Milner, A. M., Weingartner, R., &**

- Winder, M. (2017). *Toward mountains without permanent snow and ice*. *Earth's Future*, 5(5), 418–435. <https://doi.org/10.1002/2016EF000514>
- IPCC** (Intergovernmental Panel on Climate Change). Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. & Park, Y. (2023). *Climate change 2023: Synthesis report, summary for policymakers. Contribution of working groups I, II and III to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [core writing team, h. Lee and j. Romero (eds.)]*. IPCC, Geneva, Switzerland (pp. 1-34). (IPCC).
- IUCN** - International Union for Conservation of Nature. (o. J.). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/>, zuletzt abgerufen am 13.01.2026
- Isaak**, D. J., & Rieman, B. E. (2013). *Stream isotherm shifts from climate change and implications for distributions of ectothermic organisms*. *Global Change Biology*, 19(3), 742–751. <https://doi.org/10.1111/gcb.12073>
- Karl**, T. R., Kukla, G., Razuvayev, V. N., Changery, M. J., Quayle, R. G., Heim Jr, R. R., ... & Fu, C. B. (1991). *Global warming: Evidence for asymmetric diurnal temperature change*. *Geophysical Research Letters*, 18(12), 2253-2256.
- Klar! Klimaregion Außerfern** (o. J.). *Klimadaten für den Bezirk Reutte*. <https://klimaregion-ausserfern.at/klar/klimadaten-fuer-den-bezirk-reutte/>, zuletzt abgerufen am 10.01.2026
- Knaepkens**, G., Bruyndoncx, L., Coeck, J., & Eens, M. (2004). *Spawning habitat enhancement in the European bullhead (Cottus gobio), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers*. *Biodiversity and Conservation*, 13(13), 2443–2452. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048448.17230.40>
- Kottelat**, M., & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes* (Vol. 13). Cornol, Switzerland: Publications Kottelat.
- Landmann**, A., & Böhm, C. (1993). *Verbreitungs- und Häufigkeitsmuster von Wirbeltieren im Tiroler Lechtal*. Regionalstudie Lech-Außerfern, Innsbruck (Amt der Tiroler Landesregierung), 2.
- Landmann**, A., & Lentner, R. (2001). *Die Brutvögel Tirols: Bestand, Gefährdung, Schutz und Rote Liste* (Supplementum 14). Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck. Universitätsverlag Wagner.
- Landmann**, A., & Böhm, C. (2007). *Von der Regionalstudie zum lokalen Erlebnispfad: Vogelwelt und Vogelpädagogik im Flusstal des Tiroler Lech*. In L. Füreder et al. (Eds.), *Proceedings International LIFE Symposium Riverine Landscapes: Restoration, Flood Protection, Conservation (Natur in Tirol – Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz, Band 13, S. 56–73)*. Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz.
- Landmann**, A. (2007). *Bestandsentwicklung und Habitatnutzung von Amphibien und Vögeln am Tiroler Lech: Einflüsse natürlicher Dynamik und von Regulierungs- und Renaturierungsmaßnahmen*. Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck, 94, 87–108.
- Lassacher**, F. (2014). *Der Flussregenpfeifer (Charadrius dubius) in Tirol 2012 (Brutvorkommen, Bestandsänderungen, Habitatpräferenzen)*. [Unveröffentlichte Masterarbeit]. Fakultät für Biologie der Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- Lechforschung 2050+** (o. J.): *Lechforschung 2050+ – Gesellschaft für Naturschutz-, Gewässer- und Gebirgsökosystemforschung*. Online verfügbar unter: <https://lechforschung.org/>, zuletzt abgerufen am 30.05.2026

- Liedermann, M., Aigner, J., Kreisler, A., Klösch, M., Rindler, R., Gmeiner, P., Pessenlehner, S., Tritthart, M., Hauer, C., & Habersack, H. (2019).** *Research on Alpine sediment processes as a basis for enhanced sediment management, considering extreme events.* Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 71(3–4), 148–159. <https://doi.org/10.1007/s00506-019-0562-4>
- LIFE European Database.** European Commission. *Wild river landscape of the Tyrolean Lech.* Reference: LIFE00 NAT/A/007053. <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE00-NAT-A-007053/wild-river-landscape-of-the-tyrolean-lech>, zuletzt aufgerufen am 01.03.2026
- LIFE Lech (2022).** *Dynamic River System Lech.* Schlussreport 08/2022. Verfügbar unter https://www.life-lech.at/fileadmin/PDF/LIFE_Lech_Laienbericht_DE_2022_web.pdf, zuletzt aufgerufen am 30.05.2026
- Liu, A., Xue, D., Yang, B., & Huang, D. (2026).** *Historical diurnal temperature range trends constrain future climate projections.* Communications Earth & Environment. <https://doi.org/10.1038/s43247-026-03185-9>
- Mergili, M., & Duffy, R. (2022).** *Fluvial Geomorphology and River Restoration: Tiroler Lech Nature Park.* Landscapes and Landforms of Austria (pp. 253–264). Cham: Springer International Publishing.
- Michel, A., Brauchli, T., Lehning, M., Schaefli, B., and Huwald, H. (2020).** *Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behaviour.* Hydrology and Earth System Sciences, 24(1), 115–142. <https://doi.org/10.5194/hess-24-115-2020>
- Moritz, Christian. (2021)** *Endbericht zu den LIFE-Lech-Maßnahmen.* Monitoring Biotik, Kleinfische. Ingenieurbüro für Gewässerökologie, Telfs.
- Niedrist, G. H. (2023).** *Substantial warming of Central European mountain rivers under climate change.* Regional Environmental Change, 23(1), Article 43. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02037-y>
- Niedrist, G. H., Hilpold, A., & Kranebitter, P. (2023).** *Positive Bestandsentwicklung der Koppe (Cottus gobio Linnaeus, 1758) zwischen 2000 und 2020 in den Gewässern Südtirols.* Gredleriana, 23, 161–169. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10116140>
- Pöckl, M. (1999).** *Distribution of crayfish species in Austria with special reference to introduced species.* Freshwater Crayfish, 12, 733–750.
- Pöckl, M., & Streissl, F. (2005).** *Austropotamobius torrentium as an indicator for habitat quality in running waters?* Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, (376–377), 743–758.
- Rat der Europäischen Gemeinschaft (1992).** *Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.* Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe L, 206, 7–50.
- Schuck, M., Ducry, A., Spaar, R., Schmid, H., Vögeli, M., & Ayé, R. (2020).** *Auswirkungen von Störungen und Besucherlenkung auf die Kiesbrüter Flussregenpfeifer Charadrius dubius und Flusssuferläufer Actitis hypoleucos.* Ornithologische Beobachter, 117(1), 148–163.
- Sint, D., Dalla Via, J., & Füreder, L. (2006).** *The genus Austropotamobius in the Ausserfern region (Tyrol, Austria) with an overlap in the distribution of A. torrentium and A. pallipes populations.* Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture, (380–381), 1029–1040.

- Sodja, M.** (2022) *Endbericht zu den LIFE-Lech-Maßnahmen*. Monitoring Biotik, Kiesbankbrütende Vogelarten. Universität Innsbruck
- Umweltbundesamt Österreich.** (o.J.) *Rote Listen gefährdeter Biotoptypen und Arten*. <https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/naturschutz/rotelisten>, zuletzt aufgerufen am 30.04.2026
- Voss, L.** (2025) *Simulation klimabedingter Abflussänderungen im Lech Einzugsgebiet unter RCP-Szenarien: Eine hydrologische Modellierung mittels HBV-Light Modell*. Bachelorarbeit. Universität Wien
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Jacobson, R. B., Poff, N. L., Rathburn, S. L., Walters, D. M., & Wilcox, A. C.** (2015). *The natural sediment regime in rivers: Broadening the foundation for ecosystem management*. *BioScience*, 65(4), 358-371.
- Wolfram G. & Mikschi E.** (2007): *Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs*. In: Zulka K. (ed.), *Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf*. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere: 61–198. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Böhlau.
- Zettl, R.** (2001). *Lechauf, lechab: Wissenswertes, Liebenswertes*. Wißner-Verlag. Augsburg.
- Zhou, L., Dai, A., Dai, Y., Vose, R. S., Zou, C. Z., Tian, Y., & Chen, H.** (2009). *Spatial dependence of diurnal temperature range trends on precipitation from 1950 to 2004*. *Climate Dynamics*, 32(2), 429-440.

Eidesstattliche Versicherung

Hiermit versichere ich, dass die vorliegende Arbeit von mir selbständig verfasst wurde, ich keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel – insbesondere keine im Literaturverzeichnis nicht benannten Internet-Quellen – benutzt habe und die Arbeit von mir vorher nicht in einem anderen Prüfungsverfahren eingereicht wurde. Die Stellen meiner Arbeit, die dem Wortlaut oder dem Sinn nach anderen Werken entnommen sind, habe ich unter Angabe der Quelle als Zitat kenntlich gemacht. Die eingereichte schriftliche Fassung entspricht der elektronisch übermittelten Version.

Jagstzell, den 22. Juni 2026

A handwritten signature in blue ink, reading "Ramona Hah". The signature is written in a cursive style with a large initial 'R' and a stylized 'H'.

Mit der Weitergabe meiner Masterthesis durch die Universität Koblenz Landau an Dritte (z.B. Bibliotheken, Behörden, Unternehmen, interessierte Privatpersonen) erkläre ich mich einverstanden.

Jagstzell, den 22. Juni 2026

A handwritten signature in blue ink, reading "Ramona Hah". The signature is written in a cursive style with a large initial 'R' and a stylized 'H'.